



information



formation



recherche



*coopération
internationale*

LE RADON AU QUÉBEC

ÉVALUATION DU RISQUE À LA SANTÉ ET ANALYSE CRITIQUE DES STRATÉGIES D'INTERVENTION

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

AVIS

LE RADON AU QUÉBEC

ÉVALUATION DU RISQUE À LA SANTÉ ET ANALYSE CRITIQUE DES STRATÉGIES D'INTERVENTION

DIRECTION DES RISQUES BIOLOGIQUES,
ENVIRONNEMENTAUX ET OCCUPATIONNELS

DÉCEMBRE 2004

AUTEURS

Jean-Claude Dessau, M.D.

Direction de santé publique des Laurentides et
Institut national de santé publique du Québec

Fabien Gagnon, M.D., M. Sc., FRCPC

Direction de santé publique de la Côte-Nord et
Institut national de santé publique du Québec

Benoît Lévesque, M.D., M. Sc., FRCPC

Institut national de santé publique du Québec

Claude Prévost, M.D., CCMF, FRCPC

Direction de santé publique de la Montérégie et
Institut national de santé publique du la Capitale nationale

Jean-Marc Leclerc, M. Sc., biologiste

Institut national de santé publique du Québec

Jean-Claude Belles-Isles, Ph. D., biologiste

Consultant indépendant

SOUS LA COORDINATION DE

Jean-Claude Dessau, M.D.

Direction de santé publique des Laurentides et
Institut national de santé publique du Québec

AVEC LA COLLABORATION DE

Pierre Ayotte

Institut national de santé publique du Québec

Suzanne Gingras

Unité de recherche en santé publique du Centre hospitalier universitaire de Québec

Michel Savard

Direction de santé publique des Laurentides

Cette étude a été réalisée grâce au soutien financier du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec.

*Ce document est disponible en version intégrale sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec :
<http://www.inspq.qc.ca>.*

Reproduction autorisée à des fins non commerciales à la condition d'en mentionner la source.

A summary is available in English on the Institut national de santé publique du Québec Web site at <http://www.inspq.qc.ca> under the heading "Radon in Quebec - Evaluation of the health risk and critical analysis of intervention strategies".

CONCEPTION GRAPHIQUE

MARIE PIER ROY

DOCUMENT DÉPOSÉ À SANTÉCOM ([HTTP://WWW.SANTECOM.QC.CA](http://www.santecom.qc.ca))

COTE : INSPQ-2005-010

DÉPÔT LÉGAL – 1^{er} TRIMESTRE 2005

BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU QUÉBEC

BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU CANADA

ISBN 2-550-43891-4

©Institut national de santé publique du Québec (2005)

PRÉSENTATION DU DOCUMENT

Depuis sa découverte au début du siècle dernier, le radon a toujours été sujet à controverse et il continue d'interpeller les responsables en santé publique. Il a reçu son nom actuel en 1923 et dès l'année suivante on l'a proposé comme cause possible de cancers chez les mineurs qui étaient souvent exposés à de très fortes concentrations. Pourtant, ce n'est qu'en 1988 que l'International Agency for Research on Cancer (IARC) reconnaît le rôle du radon inhalé comme cancérigène pulmonaire direct.

C'est en 1988 aussi que les ministres fédéral et provinciaux de la santé dotent le Canada d'une ligne directrice qui fixe à 800 Bq/m³ la concentration moyenne annuelle au-dessus de laquelle on recommande de prendre des mesures correctives afin de réduire le taux de radon domiciliaire au niveau le plus bas possible. Cette ligne directrice est l'une des plus permissives des pays occidentaux. Aux États-Unis par exemple, la ligne directrice est cinq fois plus basse.

De nombreuses études ont cherché depuis à mettre en évidence un effet semblable à celui noté chez les mineurs lors d'exposition à des doses moindres comme celles rencontrées dans les habitations. Depuis les années 1990, tout un faisceau de preuves directes et indirectes oriente vers une telle conclusion. En 1998, le sixième comité américain sur les effets biologiques des radiations ionisantes (BEIR VI) a présumé que la relation entre le risque de cancer du poumon, en fonction de l'exposition au radon, devait être décrite par un modèle linéaire et qu'il était impossible de déterminer un seuil sécuritaire. Selon ce modèle, toute exposition au radon dans les habitations comporte un risque de développer un cancer du poumon. Des études sérieuses, menées au début des années 2000, abondent dans le même sens. Le radon est maintenant considéré par la communauté scientifique comme étant la deuxième cause de mortalité par cancer du poumon après le tabagisme.

Au Québec, dès les années 1980, le ministère de l'Environnement effectue quelques mesures de radon dans les résidences de plusieurs villes. Plus tard, environ 900 domiciles répartis sur l'ensemble de la province ont fait l'objet d'une mesure de radon (Lévesque *et al.*, 1995). En 1998, la Direction de santé publique des Laurentides publiait un rapport d'intervention de santé publique sur un secteur où plusieurs dizaines de résidences étaient exposées à des niveaux de radon considérés comme exceptionnels. Plus tard encore, d'autres directions de la santé publique (Montérégie, Outaouais, Côte-Nord) ont été sollicitées pour répondre à des demandes d'information ou d'intervention concernant le radon.

À la lumière des dernières connaissances qui font du radon un des contaminants environnementaux les plus importants en termes de risque sanitaire, de l'intérêt grandissant pour cette problématique et considérant l'absence d'une politique provinciale sur le radon, la Direction générale de la santé publique du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) a mandaté l'Institut national de santé publique du Québec pour confier à un groupe de travail l'évaluation du dossier radon à l'échelle provinciale.

Le mandat du groupe de travail est le suivant :

1. Résumé et évaluation des connaissances actuelles à l'égard du risque à la santé attribuable au radon résidentiel, basées sur les travaux du BEIR VI, de l'étude épidémiologique réalisée à l'Université de l'Iowa et publiée dans l'*American Journal of Epidemiology* (Field *et al.*, 2000) et d'autres études jugées pertinentes par les membres du groupe de travail;
2. Évaluation du risque à la santé au regard des concentrations connues de radon dans les habitations au Québec, basée sur l'étude panquébécoise, l'intervention à Oka, à Saint-André-d'Argenteuil, etc. et de l'information actuellement disponible sur les zones identifiées comme potentiellement à risque au Québec;
3. Analyse critique de la ligne directrice canadienne de 800 becquerels/mètre cube;
4. Identification des experts qui seront sollicités par le MSSS pour évaluer la valeur prédictive des relevés radiométriques, des cartes géologiques et des caractéristiques du sol afin de déterminer les zones à risque d'exposition au radon au Québec (résidences existantes et nouvelles constructions); mise en place du groupe d'experts et participation aux rencontres nécessaires à la réalisation de ce mandat;
5. Inventaire des principales mesures de santé publique existantes au Québec, au Canada, aux États-Unis et au sein de l'Union européenne, en termes d'information/éducation, dépistage des zones à risque, mesures de radon, programme de mesures correctives (mitigation), aide financière, etc.;
6. Analyse et recommandations concernant des stratégies d'intervention générales et particulières à des zones à risque, à partir :
 - des opinions émises par les experts pour déterminer les zones à risque;
 - de l'inventaire des principales mesures de santé publique existantes;
 - des demandes formulées par les directions de santé publique;
7. Conseil et soutien au MSSS dans les activités ministérielles et interministérielles reliées à la problématique du radon au Québec.

Le présent document est le fruit des efforts du groupe de travail pour apporter des réponses à plusieurs questions épineuses. La gestion du risque associé au radon domiciliaire n'est pas une entreprise simple ni unidimensionnelle. Le gestionnaire trouvera dans les pages qui suivent les bases scientifiques menant à une réflexion qui s'appuie sur la démarche d'analyse de risque proposée par le groupe de travail. On y retrouve l'état des connaissances sur la question et plusieurs pistes d'interventions y sont évaluées. Les recommandations issues de ce travail ont ainsi pour but de permettre aux décideurs de poursuivre le processus de gestion du risque.

MISE EN GARDE

Compte tenu des objectifs visés, le présent document aborde la gestion du risque relié au radon résidentiel sur une base populationnelle, démarche qui s'avère fort différente de celle considérant le risque individuel. Les auteurs sont toutefois bien conscients que les professionnels des directions de santé publique (DSP) sont insuffisamment outillés pour répondre aux demandes éventuelles de citoyens aux prises avec des teneurs élevées de radon dans leur domicile ou dans leur communauté. Bien que cela ne fasse pas partie de son mandat initial, le groupe de travail a jugé approprié d'inclure, en annexe, divers modèles d'outils d'intervention visant à faciliter le travail des professionnels

évoluant au sein des DSP. Les auteurs souhaitent que ces outils leur permettent de bien saisir l'ampleur du risque individuel de développer un cancer du poumon associé à l'exposition au radon domiciliaire, d'informer adéquatement les citoyens sur les risques auxquels ils sont exposés en les comparant aux autres risques environnementaux ainsi que sur les différentes mesures correctives ou de mitigation disponibles.

SOMMAIRE

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle qui peut s'infiltrer dans les bâtiments par les fissures et autres voies d'entrée au niveau du soubassement. Comme il est plus lourd que l'air, le radon a tendance à se concentrer dans les parties les plus basses et les moins ventilées comme dans les sous-sols des habitations. À la lumière des dernières connaissances qui font du radon un des contaminants environnementaux les plus importants en terme de risque de cancer, de l'intérêt grandissant pour cette problématique et considérant l'absence d'une politique provinciale sur le radon, la Direction générale de la santé publique du ministère de la Santé et des Services sociaux a mandaté l'Institut national de santé publique du Québec pour procéder à une évaluation du dossier du radon à l'échelle provinciale.

EFFETS SUR LA SANTÉ

Le radon est considéré comme un cancérigène pour l'humain. Il fait partie des classes « A » du United States Environmental Protection Agency et « 1 » du Centre international de recherche sur le cancer. En 1998, les membres du comité *Biological Effects of Ionizing Radiations VI* (BEIR VI) utilisaient les études épidémiologiques effectuées chez les travailleurs pour étayer des modèles d'analyse de risque applicables aux concentrations d'exposition retrouvées dans les résidences et accréditaient l'hypothèse que ces études semblaient supporter une légère augmentation du risque de cancer du poumon. Le comité BEIR VI a présumé que la relation entre le risque de cancer du poumon en fonction de l'exposition au radon devait être décrite par un modèle linéaire et qu'il était impossible de déterminer un seuil sécuritaire. En d'autres termes, toute exposition entraîne un risque. En rapport avec la synergie entre l'exposition au radon et le tabagisme, le comité BEIR VI a décrit l'effet par une relation plus qu'additive. Le groupe de travail de l'INSPQ a analysé, par une revue détaillée de la littérature, les évidences épidémiologiques d'un lien possible entre l'exposition au radon dans les domiciles et le cancer du poumon. Les études cas-témoins ont ainsi été examinées en s'attardant principalement aux recherches les plus solides sur le plan méthodologique. Depuis 1998, les études réalisées en milieu résidentiel viennent étayer les conclusions du BEIR VI à l'effet que l'exposition au radon dans les résidences doit être considérée, pour la population générale, comme une cause de cancer du poumon qui peut être réduite.

CONCENTRATIONS MESURÉES AU QUÉBEC

Une étude visant à documenter l'exposition résidentielle au Québec a été réalisée sur environ 900 maisons à l'échelle provinciale. À partir de cette étude, parue en 1995, et du nombre d'habitations constituant le parc immobilier (1 470 000), on a estimé à environ 3 231 (IC95 % : 147-18 065), le nombre de maisons dans la province susceptibles de présenter des concentrations en radon supérieures à 800 Bq/m³ au rez-de-chaussée. Des nombres approximatifs de 19 680 (IC95 % : 3 966-35 249) habitations pourraient présenter des teneurs supérieures à 200 Bq/m³ au rez-de-chaussée et 35 984 (IC95 % : 18 065-63 742), des concentrations supérieures à 150 Bq/m³. Les moyennes géométriques et arithmétiques des concentrations de radon au rez-de-chaussée pour l'ensemble de la province étaient respectivement de 18,0 Bq/m³ et 38,1 Bq/m³.

VALEURS DE RÉFÉRENCE ADOPTÉES PAR DIVERS PAYS

Dans la majorité des cas, les concentrations de référence définies pour les habitations n'ont pas force légale. Elles correspondent plutôt à des valeurs guide. Les valeurs de référence varient suivant les pays entre 150 Bq/m³ et 1 000 Bq/m³ pour les maisons existantes. Si on exclut ces valeurs extrêmes, elles se situent plutôt entre 200 et 400 Bq/m³. La limite de référence actuellement utilisée au Canada est de 800 Bq/m³, mais spécifie que toute exposition peut entraîner un risque et que l'on devrait viser les niveaux de radon les plus bas possibles. Cette limite est toutefois souvent considérée comme une valeur au-dessous de laquelle il n'est pas nécessaire d'agir. Cette interprétation erronée a souvent pour effet d'entraîner une inertie dans la population face à la mitigation lorsque les teneurs mesurées sont inférieures à cette valeur. Pour l'exposition domiciliaire au radon, l'International Commission of Radiological Protection (ICRP) estime que certaines mesures de correction sont presque toujours justifiées pour des expositions annuelles continues supérieures à 600 Bq/m³. Pour cet organisme, le choix d'un niveau d'action pour le radon devrait se limiter à un intervalle allant de 200 à 600 Bq/m³. Par ailleurs, plusieurs pays européens ont établi une valeur de référence pour le radon dans les milieux de travail et les bâtiments publics.

STRATÉGIES D'INTERVENTION

Le groupe de travail de l'INSPQ a cherché à évaluer, par le biais d'une analyse de risque, les conséquences pour la santé humaine de la présence de radon dans les domiciles au Québec et l'impact possible de différents scénarios d'intervention sur la mortalité par cancer du poumon. Le nombre de décès a été calculé à partir d'un modèle du BEIR VI, appliqué à la population du Québec, en effectuant 10 000 simulations. Selon ce modèle, l'exposition résidentielle au radon expliquerait environ 10 % des décès par cancer du poumon, soit 430 des 4 101 décès par année selon le fichier des décès au Québec pour l'année 1998, dont 83,5 % feraient suite à des expositions inférieures à 150 Bq/m³. De ces cas, 60 % surviendraient chez les fumeurs, 30 % chez les ex-fumeurs et 10 % chez les personnes n'ayant jamais fumé. Les principales options d'intervention sont les suivantes : le *statu quo*, l'éducation sanitaire, la promotion du dépistage dans les zones à risque, le dépistage dans les zones à risque avec offre de support financier et technique pour la mitigation, le dépistage obligatoire et universel dans les résidences, le dépistage obligatoire dans les zones à risque, les modifications au Code de construction du Québec et enfin, le dépistage obligatoire dans les écoles et autres lieux publics. Ces options ont été évaluées en fonction de leur efficacité et de leur faisabilité, en tenant compte des incertitudes qui existent actuellement au Québec au sujet des valeurs prédictives des données géologiques, de l'observance de la population en l'absence de programme d'aide technique et financière, de l'accessibilité à des services de qualité en matière de dépistage et de correction et de l'efficacité à long terme de mesures de mitigation.

APERÇU DES RECOMMANDATIONS

Le groupe de travail propose une série de recommandations dont les principales sont énumérées ci-dessous :

- Les risques à la santé associés au radon justifient des actions plus énergiques et un investissement de ressources supérieur à ce qui est actuellement consenti.
- Des activités d'information et de communications, dirigées vers la population et vers les différentes organisations susceptibles d'être impliqués par la problématique du radon, ainsi que

l'élaboration et la production d'un guide destiné à la prise en charge des demandes concernant des cas particuliers devraient au minimum être entreprises.

- Les autorités responsables devraient considérer les deux options de gestion de risques jugées les plus prometteuses, à brève échéance, en termes d'efficacité et de faisabilité, soit l'adoption de mesures préventives dans le Code de construction du Québec et le dépistage du radon dans les lieux publics (écoles, garderies, lieux de travail, etc.).
- À court terme, il y aurait lieu de mettre en place un **comité de suivi** sous l'égide du ministère de la Santé et des Services sociaux, impliquant d'une part un ou des représentants des organismes de santé publique concernés par la problématique du radon, soit l'Institut national de santé publique du Québec et les directions de santé publique et d'autre part les différents acteurs essentiels à l'opérationnalisation de la démarche, tels que la Société d'habitation du Québec, la Régie du bâtiment et le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs.
- À moyen terme, il y aurait lieu d'élaborer, sur une base populationnelle, des critères de gestion en fonction des stratégies retenues au Québec, en accord avec les recommandations internationales. La valeur de référence devra être établie en fonction de la stratégie d'intervention retenue.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES.....	XI
1 INTRODUCTION.....	1
2 GÉNÉRALITÉS.....	3
2.1 ORIGINE ET COMPORTEMENT DU RADON.....	3
2.2 MESURE DU RADON.....	5
2.3 MESURES DE MITIGATION.....	5
3 EFFETS SUR LA SANTÉ.....	7
3.1 RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'EXPOSITION AU RADON.....	7
3.2 MODÈLES D'ANALYSE DE RISQUE.....	7
3.3 REVUE DES ÉVIDENCES ÉPIDÉMIOLOGIQUES.....	9
3.3.1 Études chez les travailleurs.....	9
3.3.2 Études en milieu résidentiel.....	10
3.4 DISCUSSION.....	25
4 CONCENTRATIONS MESURÉES AU QUÉBEC ET DANS DIVERS PAYS.....	27
4.1 CONCENTRATIONS DE RADON MESURÉES DANS LES RÉSIDENCES QUÉBÉCOISES.....	27
4.1.1 Études réalisées par le ministère de l'Environnement.....	27
4.1.2 Étude de la Commission géologique du Canada.....	29
4.1.3 Étude panquébécoise.....	29
4.1.4 Investigations régionales.....	30
4.2 APERÇU DES CONCENTRATIONS OBSERVÉES DANS DIVERS PAYS.....	33
4.3 DISCUSSION.....	35
5 VALEURS DE RÉFÉRENCE.....	37
5.1 VALEURS DE RÉFÉRENCE ADOPTÉES PAR DIVERS PAYS.....	37
5.1.1 Valeurs de référence dans les habitations.....	37
5.1.2 Valeurs de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics.....	40
5.1.3 Valeurs de référence dans l'eau de consommation.....	41
5.1.4 Valeurs de référence dans les matériaux de construction.....	42
5.2 ANALYSE CRITIQUE DE LA LIGNE DIRECTRICE CANADIENNE.....	42
5.2.1 Mise en contexte.....	42
5.2.2 Fondements de la ligne directrice canadienne.....	43
5.3 DISCUSSION.....	44
6 STRATÉGIES D'INTERVENTION.....	45
6.1 PROGRAMMES D'INTERVENTION EXISTANT DANS DIVERS PAYS.....	45
6.1.1 Fondements d'une stratégie d'intervention.....	45
6.1.2 Position de l'International Commission on Radiological Protection.....	46
6.1.3 Synthèse des programmes d'intervention mis sur pied dans le monde.....	50
6.1.4 Processus d'identification des secteurs ayant besoin d'intervention.....	51
6.1.5 Cadre de sélection des techniques de mitigation.....	53
6.1.6 Éléments complémentaires.....	53
6.1.7 Évaluation des programmes d'intervention.....	56
6.2 EFFICACITÉ DES DIVERS SCÉNARIOS D'INTERVENTION AU QUÉBEC.....	57
6.2.1 Retour sur l'approche adoptée par le Comité BEIR VI.....	58
6.2.2 Modèle d'analyse de risque sélectionné par le groupe de travail de l'INSPQ.....	61

6.2.3	Programme d'intervention provinciale	63
6.2.4	Programme d'intervention régionale	65
6.2.5	Programme d'intervention locale.....	67
6.2.6	Programme d'intervention dans les écoles.....	68
6.3	DISCUSSION	68
7	IDENTIFICATION ET EXAMEN DES OPTIONS DE GESTION DES RISQUES	71
7.1	GESTION DU RISQUE	72
7.1.1	Définition du problème et de son contexte (étape 1 du processus de gestion du risque)	72
7.1.2	Évaluation des risques (étape 2 du processus de gestion du risque)	75
7.2	IDENTIFICATION ET EXAMEN DES OPTIONS DE GESTION DES RISQUES (ÉTAPE 3 DU PROCESSUS DE GESTION DES RISQUES).....	77
7.2.1	Méthode	77
7.2.2	Évaluation des options en fonction d'éléments d'aide à la décision.....	78
7.3	DISCUSSION	92
8	CONCLUSION.....	97
9	RECOMMANDATIONS.....	103
10	BIBLIOGRAPHIE	107
ANNEXE I : PROGRAMMES D'INTERVENTION RÉPERTORIÉS EN EUROPE ET AUX ETATS-UNIS		
		119
ANNEXE II : CONCENTRATIONS MOYENNES DE RADON-222 MESURÉES DANS LES HABITATIONS DE LA ZONE 2 PAR RÉGION ADMINISTRATIVE		
		149
ANNEXE III : MODÈLES D'OUTILS D'INTERVENTION DESTINÉS AUX PROFESSIONNELS DES DIRECTIONS DE SANTÉ PUBLIQUE : MATÉRIEL UTILISÉ LORS DE L'INTERVENTION À BAIE-JOHAN-BEETZ.....		
		153
ANNEXE IV : MODÈLES D'OUTILS D'INTERVENTION DESTINÉS AUX PROFESSIONNELS DES DIRECTIONS DE SANTÉ PUBLIQUE : MATÉRIEL UTILISÉ LORS DES INTERVENTIONS À OKA ET SAINT-ANDRÉ D'ARGENTEUIL		
		167
ANNEXE V : MODÈLES D'OUTILS D'INTERVENTION DESTINÉS AUX PROFESSIONNELS DES DIRECTIONS DE SANTÉ PUBLIQUE : MATÉRIEL UTILISÉ LORS DE L'INTERVENTION À MONT SAINT-HILAIRE		
		183

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1	Résultats des études cas-témoins et des méta-analyses concernant le risque de cancer du poumon et l'exposition résidentielle au radon	23
Tableau 2	Concentrations de radon (Bq/m ³) mesurées dans 17 résidences de cinq municipalités de la MRC de Pontiac en 1981	28
Tableau 3	Concentrations de radon (Bq/m ³) mesurées dans les résidences de Mont-Laurier, Shawville, Saint-Honoré et Oka entre 1981 et 1985	28
Tableau 4	Concentrations de radon (Bq/m ³) mesurées dans les résidences de Maniwaki et de Saint-Agathe en 1988.....	29
Tableau 5	Concentrations de radon (Bq/m ³) mesurées dans les résidences d'Oka entre 1996 et 2002.....	31
Tableau 6	Valeurs de référence dans les habitations existantes et futures, selon le pays.....	39
Tableau 7	Valeurs de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics, selon le pays	41
Tableau 8	Valeurs de référence dans l'eau de consommation, selon le pays	42
Tableau 9	Estimation du risque relatif de développer un cancer du poumon pour une exposition à vie au radon domestique chez les fumeurs et les non-fumeurs.....	59
Tableau 10	Sources d'incertitudes identifiées par le comité du BEIR VI dans les estimations de mortalité par cancer du poumon causées par l'exposition résidentielle au radon	60
Tableau 11	Concentrations de radon (Bq/m ³) dans les différentes régions de la province retenues pour les fins de l'étude (rez-de-chaussée)	62
Tableau 12	Nombre de décès par cancer du poumon théoriquement évitables par année au Québec en fonction du seuil d'intervention retenu	76
Tableau 13	Estimation de l'efficacité de différentes options à réduire la mortalité annuelle attribuable au radon dans la population visée, selon les résultats de l'analyse de risque	94
Tableau 14	Principaux éléments de faisabilité à prendre en considération dans l'examen des options	96
Figure 1	Le radon ²²² Rn et ses produits de filiation à travers la chaîne de dégradation de l'uranium ²³⁸ U	3

1 INTRODUCTION

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle qui est présent partout à la surface du globe et qui est reconnu comme cancérigène chez l'humain. Le radon provient de la désintégration du radium, lui-même descendant de l'uranium, qui est un constituant de la croûte terrestre. À partir du sol, le radon se diffuse dans l'air où il est dilué par les courants aériens. Parce qu'il est dilué, sa concentration dans l'air extérieur est faible. Dans une atmosphère plus confinée comme celle d'un bâtiment, il peut cependant s'accumuler et atteindre des concentrations élevées.

Depuis le début des années 1980, des efforts considérables ont été déployés dans divers pays pour connaître le comportement et la distribution du radon et pour réduire les concentrations dans les résidences. Au Québec, quelques études visant à évaluer les concentrations de radon dans les résidences ont été réalisées dans les années 1980 (Carrière, 1983; Carrière et Légaré, 1987; Doyle *et al.*, 1990). Des mesures ont alors été prises dans des secteurs qui étaient considérés à l'époque, sur la base de critères géologiques et radiométriques, comme propices à l'enregistrement de valeurs élevées. Les données étaient toutefois trop fragmentaires pour pouvoir juger de l'ampleur du problème à l'échelle de la province. Afin de combler cette lacune, une étude visant à définir l'exposition résidentielle au radon dans la province de Québec a été réalisée en 1992-93 (Lévesque *et al.*, 1995). Cette étude a permis d'évaluer les concentrations de radon dans près de 900 résidences réparties à travers la province. Les teneurs mesurées étaient cependant relativement faibles et les auteurs avaient conclu que, en comparaison avec d'autres études internationales réalisées sur le sujet, la population québécoise était peu exposée à ce gaz. Pour cette raison et compte tenu que le risque de cancer du poumon associé à l'exposition résidentielle ne faisait pas consensus, la nécessité d'implanter un programme d'intervention structuré était questionnée, d'autant plus que les programmes de prévention menés aux États-Unis avaient donné des résultats plutôt mitigés.

La présence du radon dans l'environnement a toutefois resurgi comme problématique environnementale avec la parution en 1998 du rapport BEIR (*Biological Effects of Ionizing Radiation*) VI (NRC, 1998) et l'accumulation des données de la littérature, en particulier la publication récente d'études épidémiologiques de bonne qualité ayant démontré l'existence d'un risque significatif de cancer du poumon suite à l'exposition au radon dans les résidences. Il est donc apparu souhaitable que la position de la santé publique face à la problématique du radon soit évaluée à la lumière des données épidémiologiques les plus récentes et de la nouvelle dynamique entourant ce contaminant. La Direction générale de la santé publique du ministère de la Santé et des Services sociaux a donc confié à un groupe de travail sous la responsabilité de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), le mandat de revoir ce dossier.

Le rapport présente les résultats de cette démarche. Le document est divisé en six principaux chapitres. Dans un premier temps, de l'information générale sur le radon est donnée. Cette section vise à fournir au lecteur les notions de base nécessaires à une bonne compréhension de la problématique. Après une brève description des risques à la santé associés à l'exposition au radon, le second chapitre fait la revue des évidences épidémiologiques traitant du lien possible entre l'exposition au radon dans les habitations et le cancer du poumon. Le chapitre trois offre, quant à lui, un portrait des concentrations mesurées dans les résidences québécoises ainsi qu'un aperçu des concentrations mesurées ailleurs dans le monde. Vient ensuite la présentation des valeurs de référence adoptées par divers pays, suivie d'une

analyse critique de la ligne directrice canadienne actuellement en vigueur. Les chapitres cinq et six constituent le noyau du document. Le premier fait la revue des principaux programmes d'intervention mis sur pied à travers le monde puis évalue les conséquences possibles pour le Québec de différents programmes d'intervention. Ces informations sont rassemblées ici afin d'apporter des éléments de réflexion nécessaires à la mise en place éventuelle d'une stratégie d'intervention efficace. Le sixième chapitre, qui est consacré à l'identification et à l'examen des options de gestion des risques, tente de porter un regard éclairé et critique sur les avenues d'intervention possibles. Suivent ensuite une conclusion et les recommandations émises par le groupe de travail. Des annexes fournissent un résumé des programmes d'intervention répertoriés ailleurs dans le monde, un tableau présentant les concentrations moyennes annuelles de radon mesurées dans les habitations lors de l'étude pan-québécoise ainsi que plusieurs modèles d'outils d'intervention destinés aux professionnels des directions de santé publique.

2 GÉNÉRALITÉS

2.1 ORIGINE ET COMPORTEMENT DU RADON

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle qui provient de la chaîne de désintégration nucléaire de l'uranium (voir la figure 1). Il est généré dans la croûte terrestre. Dès sa formation, il entre en solution dans l'eau souterraine et/ou se dégage sous sa forme gazeuse en empruntant les anfractuosités (porosité, fissures) de la roche en place. En fonction de sa profondeur et de divers facteurs dont la perméabilité du sol, le radon peut trouver son chemin jusqu'à la surface. Ce gaz qui est plus lourd que l'air est incolore, inodore et sans saveur et est donc imperceptible par les sens de l'homme.

Figure 1 Le radon 222 et ses produits de filiation à travers la chaîne de dégradation de l'uranium 238

Atome (demi-vie)	Radioactivité
Uranium 238*	
↓	(4,47 x 10 ⁹ années)
Radium 226	
↓	(1,600 années)
Radon 222**	<i>alpha</i>
↓	(3,82 jours)
Polonium 218***	<i>alpha, bêta</i>
↓	(3,05 minutes)
Plomb 214***	<i>bêta, gamma</i>
↓	(26,8 minutes)
Bismuth 214***	<i>alpha, bêta, gamma</i>
↓	(19,7 minutes)
Polonium 214	<i>alpha</i>
↓	(1,64 x 10 ⁻⁴ secondes)
Plomb 210	<i>bêta, gamma</i> (décomposition lente)
↓	
↓	(22,3 années)
↓	
Plomb 206	stable
	aucune (stable : fin de la série)

* Dans le roc et le sol.

** Libéré sous forme de gaz.

*** Descendants reconnus comme étant probablement impliqués dans le processus de carcinogénèse.

Source : Adapté de Hart *et al.* (1989) et SCHL (1983)

Puisque l'uranium est un élément relativement abondant de l'écorce terrestre, il est possible de mesurer du radon partout dans l'environnement. Cependant, la production de radon n'est pas uniforme et peut se concentrer à certains endroits comme dans les habitations. L'infiltration du radon dans les bâtiments se produit essentiellement par les fissures et les autres voies d'entrée au niveau du soubassement. Une fois introduit dans la maison, le radon aura tendance, en raison de sa densité, à s'accumuler dans les parties les plus basses de la résidence. Les teneurs sont donc habituellement plus élevées au sous-sol qu'au rez-de-chaussée ou aux étages supérieurs. Elles sont également plus élevées en hiver qu'en été parce que les fenêtres demeurent closes alors qu'en été les maisons sont mieux ventilées. Enfin, les concentrations de radon sont aussi habituellement plus élevées dans les maisons unifamiliales que dans les autres types d'habitation (Jönsson 1988; Crameri *et al.*, 1989, Archer, 1991, Strand *et al.*, 1992; White *et al.*, 1992; Gunby *et al.*, 1993, Marcinowski *et al.*, 1994, Colgan et Gultiérrez, 1995; Lévesque *et al.*, 1995, Friedmann *et al.*, 1999).

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

L'eau de consommation provenant d'une source d'approvisionnement souterraine très exposée à l'uranium peut être une autre source d'exposition au radon. L'exposition au radon par l'eau de consommation se fait surtout par inhalation suite à la volatilisation du radon pendant la prise de douches ou de bains et non par ingestion d'eau. De nombreuses études ont été réalisées pour déterminer la relation entre le radon aqueux et aérien. À la température de la pièce, il y a peu d'évaporation. Toutefois, en phase d'ébullition, la situation peut être différente et l'évaporation plus rapide (Cothorn et Smith, 1987). Aussi, les taux de conversion de radon aqueux à aérien ont été évalués en fonction de diverses utilisations domestiques de l'eau (Cothorn et Smith, 1987). En général, pour l'ensemble des activités domestiques, on estime que pour 10 000 pCi/L dans l'eau, on trouve 1 pCi/L dans l'air (Cross *et al.*, 1985). On estime que le radon rejeté dans l'air à partir de l'eau d'usage domestique ne contribue généralement que pour un faible pourcentage de la concentration moyenne de radon dans l'air à l'intérieur (Åkerblom, 1999), soit environ 1 à 2 % de l'exposition totale (Federal Register, 1999).

Les matériaux de construction peuvent également contribuer à la concentration en radon à l'intérieur, mais la contribution absolue est normalement faible. Selon Létourneau et Wigle (1980; cité dans Germain et Martel, 1991), les concentrations au Canada ne sont pas reliées aux types de maison ou de matériau, mais plutôt à la géographie et à la géologie du site. Même si les émissions de radon peuvent être liées à la géologie du sous-sol, il demeure difficile de prédire les concentrations pouvant être mesurées dans les maisons parce que celles-ci sont influencées par divers facteurs comme les caractéristiques du sol, la présence de failles et de fissures dans le roc, la présence d'affleurements du roc, le type de construction, l'état des fondations et le mode d'occupation (Archer, 1991; Lévesque *et al.*, 1997; Société canadienne d'hypothèques et de logement et Santé Canada, 1997).

2.2 MESURE DU RADON

Il existe sur le marché plusieurs équipements destinés à mesurer la concentration de radon dans les habitations. Certains donnent des mesures ponctuelles ou sur de courtes périodes alors que d'autres permettent d'obtenir des résultats sur des périodes de plusieurs mois. De façon générale, on considère que la mesure sur une longue période donne un portrait précis de l'exposition réelle au radon.

La présence du radon étant mesurée à l'aide de méthodes radiométriques, sa concentration est exprimée en fonction de l'activité radioactive attribuable au radon dans un volume d'air défini. Elle est donc généralement donnée sous forme de becquerels par mètre cube d'air (Bq/m^3). Un Bq/m^3 signifie une désintégration par seconde par mètre cube. Les Américains utilisent plutôt le picocurie par litre ou pCi/L . Un pCi/L équivaut à 37 Bq/m^3 (Cothorn et Smith, 1987).

Deux autres types d'unité sont quelquefois utilisés pour décrire l'exposition : le *Working Level* (WL) et le *Working Level Month* (WLM). Le WL est utilisé pour décrire les concentrations des produits de filiation de radon dans l'air. Il permet de quantifier la quantité d'énergie trouvée dans les particules *alpha* par litre d'air. Une concentration de 1 WL correspond approximativement à une activité de 200 pCi/L ou 7400 Bq/m^3 de radon dans des conditions normales d'équilibre entre le radon et ses produits de filiation (Hendee et Doege, 1988). Le WLM combine, pour sa part, la concentration et la durée de l'exposition. Il est défini comme l'exposition d'une personne à une concentration de 1 WL pour une période d'un mois de travail soit 170 heures. Le WLM a été élaboré pour évaluer l'exposition de mineurs durant leurs périodes de travail sous terre (Samet, 1989).

2.3 MESURES DE MITIGATION

Des mesures de mitigation peuvent être prises pour réduire les infiltrations de radon dans les maisons. Dans certains cas, les mesures peuvent être efficaces sans pour autant être très compliquées. Toutefois, dans d'autres cas, elles peuvent être beaucoup plus complexes et nécessiter l'utilisation de différentes techniques telles que la ventilation active ou passive sous la dalle de béton. La Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL) a publié un document décrivant les moyens pouvant être utilisés pour réduire les infiltrations de radon dans les maisons neuves (SCHL, 1983) et un autre document visant les maisons déjà construites (SCHL, 1997). Des mesures permettant de réduire les infiltrations de radon dans les maisons neuves sont également décrites à la section 9.13 du Code national du bâtiment.

Les méthodes les plus efficaces pour les maisons existantes sont celles qui effectuent une dépressurisation sous la dalle de béton. On rapporte avec cette méthode des diminutions des concentrations de radon de l'ordre de 95 % (Howarth, 2001; Howarth et Scivyer, 1999). Ces mesures ne sont toutefois pas toujours faciles à implanter et leur efficacité à long terme a fait l'objet de peu d'études. Dans le cadre de l'intervention à Oka, les professionnels de la Société d'habitation du Québec (SHQ) ont mis en évidence l'importance de la prise en compte des caractéristiques particulières du climat québécois avant d'importer des technologies qui ont pu s'avérer efficaces dans d'autres pays. La présence du froid, des conditions propices à la condensation dans la tuyauterie, des appareils de chauffage complémentaires et des foyers sont autant de particularités qui doivent être prises en considération pour la mise en place des mesures de mitigation efficaces et sécuritaires.

On estime qu'il suffirait de quelques centaines de dollars pour mettre en place des mesures de mitigation préventives lors de la construction d'une maison. Lorsque la maison est déjà construite, la somme à investir devient plus importante. Les coûts associés à la mise en place de ces mesures varient normalement entre 2 000 \$ et 5 000 \$ mais peuvent atteindre environ 8 000 \$ dans certains cas (M. Savard, DSP des Laurentides, communication personnelle, octobre 2003).

3 EFFETS SUR LA SANTÉ

3.1 RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'EXPOSITION AU RADON

Le radon pénètre dans les poumons avec l'air inspiré. Le radon étant un gaz inerte, il ne se fixe pas dans les poumons. Toutefois, en se désintégrant, il engendre des sous-produits dits de filiation. Ces produits ne sont pas des gaz, mais des métaux (bismuth, plomb et polonium) qui se retrouvent en suspension sous forme de fines particules dans l'air. Une partie de ces produits, radioactifs eux aussi, reste à l'état libre dans l'air et s'attache aux aérosols ambiants. Une fois dans les poumons, ils vont se fixer sur les parois bronchiques. En se désintégrant, ils émettent des rayonnements *alpha* qui, quoique peu pénétrants, ont une capacité plus grande que les rayons *gamma* d'altérer les cellules bronchiques et d'engendrer des mécanismes génotoxiques susceptibles de causer le cancer (NRC, 1998).

Le radon est reconnu comme cancérigène chez l'humain. Il appartient aux classes « A » de la United States Environmental Protection Agency (USEPA) et « 1 » du Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, 1988). Ce statut découle des conclusions de plusieurs études épidémiologiques réalisées chez des travailleurs de mines confirmant une incidence plus élevée de cas de cancer du poumon chez les individus exposés de façon importante au radon (Lubin *et al.*, 1995). À ces études se sont ajoutées, dans la deuxième moitié des années 1990, des études épidémiologiques qui tendent à démontrer une association probable entre le cancer du poumon et la présence de radon dans les résidences, mais cette fois-ci à des concentrations plus faibles que celles mesurées dans les études chez les mineurs (Neuberger et Gesell, 2002).

Les sections suivantes traitent d'abord des modèles d'analyse de risque utilisés pour estimer le risque à la santé associé à l'exposition au radon résidentiel. Par la suite, les évidences épidémiologiques sont revues, d'abord chez les travailleurs puis chez la population en général.

3.2 MODÈLES D'ANALYSE DE RISQUE

Étant donné les limites des données épidémiologiques concernant la contamination résidentielle par le radon, le risque a été principalement évalué à partir de modèles d'analyse de risque (Samet, 1989). Généralement fondés sur les études réalisées chez les mineurs, ces modèles tentent de décrire la probabilité de mourir d'un cancer du poumon dans diverses conditions d'exposition. Ils impliquent évidemment des postulats pour tenir compte par exemple de l'effet du tabagisme, de l'âge, du temps de latence du cancer du poumon, etc. Aussi, selon les hypothèses et les méthodes de calcul, les résultats peuvent varier. Malgré tout, ces modèles fournissent un indice quantitatif des effets de l'exposition résidentielle au radon.

Au fil des ans, plusieurs estimations ont été faites (Nero, 1983; Cohen, 1986; NCRPM, 1984; NRC, 1988; Lubin *et al.*, 1995; NRC, 1998), mais les modèles les plus utilisés ont d'abord été développés par les membres du comité du BEIR IV (NRC, 1988) et subséquemment du BEIR VI.

Committees on the Biological Effects of Ionizing Radiations (ou comités BEIR)

Pendant les trois dernières décennies, une série d'études a été menée aux États-Unis par le National Research Council (NRC) sous l'égide du National Academy of Sciences. Parmi cette série d'analyses de risque effectuées par les comités BEIR, on retrouve le rapport du BEIR IV en 1988 qui se penchait principalement sur les effets sur la santé du radon et des autres émetteurs de particules *alpha*. Le rapport du BEIR IV était basé sur les données issues de 4 cohortes de mineurs. En utilisant des méthodes de régression, les auteurs ont développé un modèle qui décrivait la relation entre un excès de risque relatif et l'exposition aux produits de filiation du radon. Malgré ses limites, le modèle du BEIR IV a été largement utilisé pour estimer le risque associé au radon résidentiel. Depuis sa publication, en 1988, de nouvelles informations sur le radon sont devenues disponibles. De nouvelles études épidémiologiques sur les mineurs ont été complétées, certaines études existantes ont été prolongées. Les données combinées des 11 principales études épidémiologiques sur les mineurs portant sur un total de 68 000 individus et 2 700 décès du cancer du poumon ont été analysées. D'autres champs de connaissances ont connu des avancées significatives, incluant des découvertes sur les bases moléculaires et cellulaires de la carcinogénèse associée aux particules *alpha* ainsi que des données additionnelles en 1991 permettant de calculer la dose de particules *alpha* reçue par le poumon par inhalation des produits de filiation du radon. Finalement, depuis 1988, plusieurs études cas-témoins qui tentaient d'estimer directement le risque associé au radon intérieur ont été complétées. Un nouveau comité BEIR a donc actualisé l'évolution du risque dans un rapport terminé en 1998, le BEIR VI, en tenant compte de tous ces nouveaux paramètres.

Les travaux du comité du BEIR VI avaient pour objectif de caractériser les risques associés à tout l'éventail des expositions résidentielles. Cette gamme d'expositions au radon domiciliaire, dans ses niveaux les plus élevés, se compare aux niveaux reçus par les mineurs chez qui le risque de cancer associé au radon est bien documenté. Par contre, les moyennes d'exposition résidentielle aux États-Unis se situent autour de 50 Bq/m³, ce qui est beaucoup plus bas que les expositions documentées dans les études épidémiologiques chez les travailleurs de mines. On voit donc que le degré d'incertitude dans l'estimation du risque augmente à mesure que l'on s'éloigne des hautes doses d'exposition où le risque est mesuré directement pour aller vers les expositions les plus faibles où le risque doit être extrapolé.

Le comité a aussi tenu compte des preuves substantielles reliant le tabagisme au cancer ainsi que des preuves, limitées et moins évidentes, de l'effet combiné du tabagisme et du radon. La carcinogénèse par radiation, tout comme les autres formes de cancers induits, se développe probablement par un processus fort complexe comportant de multiples étapes et qui peut être influencé par différents agents et facteurs génétiques à chaque étape. Puisque l'état actuel de nos connaissances exclut toute description quantitative systématique des étapes enclenchées depuis les premiers signes de lésions subcellulaires jusqu'à l'observation de tumeurs malignes, le comité a utilisé des données épidémiologiques pour développer et quantifier un modèle empirique de relation «exposition-risque» observée lors d'un cancer du poumon. Cependant, le comité s'est inspiré largement de résultats d'études moléculaires, cellulaires et animales dans l'élaboration de ses évaluations des risques touchant la population dans son ensemble.

Le comité a décrit les modèles de risque qu'il a sélectionnés; il a appliqué ces modèles à l'estimation des risques liés au radon intérieur et a caractérisé les incertitudes associées à ces estimations. La revue des connaissances au niveau cellulaire et moléculaire a été déterminante, en particulier dans la

spécification des paramètres du modèle de risque. Cette revue a mené à la sélection d'une relation linéaire et sans seuil entre le risque de cancer pulmonaire et l'exposition au radon. Toutefois, le comité a admis que d'autres types de relations, incluant la présence d'un seuil et des relations curvilinéaires, ne pouvaient être totalement écartés, en particulier aux plus bas niveaux d'exposition à partir des données épidémiologiques disponibles. Les membres du comité ont décrit plusieurs sources d'incertitudes dans l'estimation quantitative des risques de cancer du poumon associé à l'exposition au radon résidentiel.

Malgré ces incertitudes, le comité du BEIR VI conclut dans son rapport, à partir des études épidémiologiques chez les mineurs et de la compréhension des dommages au génome engendrés par les particules *alpha*, que l'exposition au radon dans les résidences est une cause de cancer du poumon dans la population générale. Selon les deux modèles de risque sélectionnés par le comité, le nombre projeté de cas de cancer du poumon reliés à l'exposition résidentielle au radon aux États-Unis serait de 15 400 ou 21 800, selon le modèle utilisé. Bien que ces projections représentent les meilleures estimations qui puissent être faites à ce moment, les analyses d'incertitudes du comité suggèrent que le nombre de cas pouvait s'étendre entre 3 000 et 32 000. Ces estimations en font un problème de santé publique qui place l'exposition au radon domestique au deuxième rang des causes de cancer du poumon après le tabagisme. Encore aujourd'hui, malgré les incertitudes inhérentes à ce type d'analyse de risque, ce rapport jouit d'une reconnaissance importante de la part des milieux scientifiques (NRC, 1998).

3.3 REVUE DES ÉVIDENCES ÉPIDÉMIOLOGIQUES

Cette section cherche à vérifier par une revue de littérature, les évidences épidémiologiques d'un lien possible entre l'exposition au radon dans les domiciles et le cancer du poumon. Dans une première partie, un sommaire des études réalisées chez des populations de travailleurs et des études écologiques faites dans la population générale est présenté. Les études cas-témoins qui ont tenté d'établir un lien entre l'exposition au radon dans les résidences et le cancer du poumon sont ensuite examinées en s'attardant principalement aux recherches les plus solides sur le plan méthodologique réalisées depuis le début de la dernière décennie jusqu'à aujourd'hui.

3.3.1 Études chez les travailleurs

L'absorption systémique du radon est minimale. Aussi, les sites anatomiques autres que pulmonaires sont très peu susceptibles d'être exposés (NRC, 1988). À cet effet, Darby *et al.* (1995) ont amalgamé les données de 11 études de cohorte réalisées chez des mineurs pour examiner les risques de cancer autres que pulmonaires en relation avec l'exposition au radon. Les auteurs ont conclu que l'exposition au radon n'entraînait pas de risque important de mortalité pour les cancers autres que pulmonaires et que les limites de référence et les mesures de protection en relation avec l'exposition au radon devaient être orientées vers les risques de néoplasie pulmonaire. Les mêmes conclusions ont été endossées par les auteurs du BEIR VI dont le rapport final *Health Risks of Exposure to Radon* a été publié en 1998 (NRC, 1998).

L'association causale entre l'exposition aux produits de filiation du radon et le cancer du poumon a été démontrée à partir d'études épidémiologiques effectuées chez des populations de mineurs (Samet, 1989). Ceci a été de nouveau confirmé par la méta-analyse réalisée par Lubin *et al.* (1995) sous l'égide

du National Institutes of Health (NIH). Cette étude qui regroupait 68 000 hommes et plus de 2 700 décès par cancer du poumon concluait à une relation linéaire entre l'exposition cumulative au radon et le risque de cancer du poumon aux niveaux d'exposition constatés dans les mines. Dans les galeries les moins contaminées, ceux-ci étaient de l'ordre de 0,2 *Working Level*, soit environ 1 480 becquerels par mètre cube (Bq/m³). Les chercheurs ont estimé que près de 40 % des décès par cancer du poumon survenus chez les mineurs pourraient être attribuables au radon, et par extrapolation à la distribution de fréquences des concentrations de radon dans les résidences aux États-Unis, 10 % de tous les décès par cancer du poumon survenus dans la population américaine. Du même souffle, ils ajoutaient que la réduction des concentrations dans les maisons en deçà de 150 Bq/m³, le niveau d'action recommandé par l'Environmental Protection Agency (EPA), pouvait réduire la mortalité par cancer du poumon aux États-Unis de 2 à 4 %. Cependant, les auteurs émettaient une mise en garde quant à la généralisation des résultats obtenus chez des travailleurs exposés dans des mines souterraines à la population générale dont l'exposition survient à domicile. On réfère entre autres, à l'exposition concomitante à d'autres cancérigènes (Lubin *et al.*, 1995).

3.3.2 Études en milieu résidentiel

3.3.2.1 Études écologiques

Concernant le radon résidentiel, plusieurs études épidémiologiques ont été réalisées. Certaines ont utilisé une approche par comparaison et d'autres une approche par régression (NRC, 1998). Dans l'ensemble, les résultats ont été contradictoires. Certaines recherches n'ont pas montré d'association (Létourneau *et al.*, 1983; Forastière *et al.*, 1985; Douset et Jammet, 1985; Magnus *et al.*, 1994; Hofmann *et al.*, 1985), alors que d'autres ont été positives (Fleisher, 1981; Edling *et al.*, 1982; Hess *et al.*, 1983; Fleisher, 1986; Archer, 1987; Ennemoser *et al.*, 1994). Une étude réalisée à partir de 1 061 comtés aux États-Unis a même montré une association négative statistiquement significative entre la mortalité par cancer du poumon et les concentrations moyennes de radon par comté (Cohen, 1995). Évidemment ces devis ont des faiblesses majeures, dont les principales concernent l'évaluation de l'exposition et le contrôle des facteurs confondants sur une base individuelle. Aussi, le comité du BEIR VI a jugé en 1998, même en utilisant une approche par régression, que les études écologiques ne pouvaient constituer une base appropriée pour estimer le risque de cancer du poumon associé à l'exposition au radon (NRC, 1998).

3.3.2.2 Études cas-témoins

Pour confirmer la relation entre l'exposition résidentielle au radon et les néoplasies pulmonaires, une première génération d'études à visées étiologiques (cas-témoins et cohorte) a été réalisée (Axelson *et al.*, 1979; Edling *et al.*, 1984; Damber et Larsson, 1987; Lees *et al.*, 1987; Svensson *et al.*, 1987; Simpson et Comstock, 1983; Klotz *et al.*, 1989; Svensson *et al.*, 1989). Si la plupart de ces enquêtes laissaient entrevoir une relation positive (Axelson *et al.*, 1979; Edling *et al.*, 1984; Lees *et al.*, 1987; Svensson *et al.*, 1987; Klotz *et al.*, 1989; Svensson *et al.*, 1989), d'autres n'allaient pas dans le même sens (Damber et Larsson, 1987; Simpson et Comstock, 1983). En général, cette divergence dans les résultats était due au petit nombre de cas examinés, à des populations trop peu exposées, à une information incomplète sur les autres facteurs de risque de la néoplasie pulmonaire et à l'incertitude des mesures d'exposition utilisées (Neuberger, 1992).

Plus récemment, une seconde génération d'études cas-témoins, où on a essayé de renforcer les devis méthodologiques en améliorant notamment l'évaluation de l'exposition, a essayé d'établir un lien entre l'exposition au radon résidentiel et les néoplasies pulmonaires. Nous tentons dans les pages qui suivent de tracer un portrait de ces études en analysant celles-ci de façon chronologique selon une démarche inspirée par les auteurs du rapport du BEIR VI (NRC, 1998). Ainsi, pour chacune des recherches, on indique le nombre et les caractéristiques des cas et des témoins, la période d'exposition évaluée, la ou les méthodes utilisées pour mesurer le radon, et l'ampleur de la couverture réalisée par des mesures objectives en fonction de la période d'intérêt. Finalement, on complète par un abrégé des résultats en fonction d'une relation dose-réponse entre les concentrations de radon documentées et la survenue de cancers du poumon. De plus, on relate également les résultats de deux méta-analyses réalisées à partir des données des études cas-témoins d'intérêt.

Les études répertoriées sont celles du New Jersey (Schoenberg *et al.*, 1990), de Schenyang en Chine (Blot *et al.*, 1990), des femmes de Stochkolm (Pershagen *et al.*, 1992), de l'étude nationale de Suède (Pershagen *et al.*, 1994), de Winnipeg (Létourneau *et al.*, 1994), d'une première méta-analyse réunissant les résultats de trois études (Lubin *et al.*, 1994), du Missouri I (Alavanja *et al.*, 1994), de Finlande I (Ruosteenoja *et al.*, 1996), de Finlande II (Auvinen *et al.*, 1996), ainsi que d'une seconde méta-analyse amalgamant les données de 8 études (Lubin et Boice, 1997). On s'arrêtera ici pour discuter des constats faits par les membres du BEIR VI (NRC, 1998) en relation avec l'établissement au moment de la publication de leur rapport, d'une courbe dose-réponse entre l'exposition au radon et le risque de cancer du poumon. Par la suite, on traitera des études subséquentes, soit celles d'Angleterre (Darby *et al.*, 1998), du Missouri II (Alavanja *et al.*, 1999), de l'Iowa (Field *et al.*, 2000), d'Allemagne de l'Ouest (Kreinbrock *et al.*, 2001), des deux études chez des non-fumeurs suédois (Lagarde *et al.*, 2001; Lagarde *et al.*, 2002), de l'Espagne (Barros-Dios *et al.*, 2002), de Gansu en Chine (Wang *et al.*, 2002) et finalement de l'Allemagne de l'Est (Kreuzer *et al.*, 2003). Par souci de simplicité, les résultats sont généralement commentés en traitant du risque global de cancer du poumon sans faire référence au type histologique, puisque sur ce point il y a peu d'uniformité entre les études.

New Jersey

Schoenberg *et al.* (1990) ont réalisé une étude chez une population de femmes du New Jersey incluant 433 cas de cancer du poumon diagnostiqués entre août 1982 et septembre 1983 et 402 témoins. Ceux-ci ont été choisis à partir du fichier des permis de conduire (< 65 ans) ou de celui de l'assurance santé (≥ 65 ans) pour les cas vivants, et du fichier des décès pour les cas décédés. La période d'exposition était de cinq à 30 ans avant le diagnostic et l'évaluation de l'exposition a été généralement réalisée à l'aide de moniteurs *alpha-track* dans la chambre à coucher pour une période d'un an dans toutes les résidences occupées pour au moins dix ans. La médiane des années d'exposition couvertes par des mesures de radon était de 21 ans. Les niveaux de radon mesurés étaient bas, soit une médiane de 19 Bq/m^3 autant chez les cas que chez les témoins avec seulement 1 % des habitations au-delà de 150 Bq/m^3 . Les rapports de cote (RC) ajustés (âge, tabagisme, occupation) étaient de 1,0; 1,1; 1,3 et 4,2 pour des concentrations de moins de 37 Bq/m^3 , de 37 à 70 Bq/m^3 , de 71 à 149 Bq/m^3 et de 150 Bq/m^3 et plus avec un test de tendance linéaire unilatéral significatif ($p = 0,04$). Les résultats ont été contestés parce que la tendance constatée a été grandement influencée par la catégorie d'exposition la plus élevée, laquelle n'incluait que six cas et deux témoins (Lubin, 1994).

Shenyang, Chine

À Shenyang en Chine, toutes les femmes ayant eu un diagnostic de cancer du poumon de septembre 1985 à septembre 1987 ont été incluses dans une étude cas-témoins et des témoins du même âge ont été choisis de façon aléatoire dans la population (Blot *et al.*, 1990). Au total, 308 cas et 356 témoins ont été recrutés. La période d'exposition considérée était de cinq à 30 ans. La médiane des années de résidence dans la dernière maison était de 24 ans. Les concentrations de radon ont été mesurées à l'aide de moniteur *alpha-track* dans la salle de séjour et la chambre à coucher pour une période d'un an. Les concentrations médianes documentées étaient de 115 Bq/m³ chez les cas et 107 Bq/m³ chez les témoins. Pour des catégories d'exposition de moins de 74 Bq/m³, 74 à 144 Bq/m³, 145 à 295 Bq/m³ et de plus de 295 Bq/m³, les RC étaient respectivement de 1,0; 0,9; 0,9 et 0,7 et 1,0; 0,7; 1,2 et 0,7 lorsque l'analyse était restreinte aux femmes ayant résidé au moins 25 ans dans leur dernière résidence. Aucune tendance entre l'exposition au radon et la survenue de cancers du poumon n'était constatée selon les catégories de tabagisme (non-fumeurs, fumeurs légers, gros fumeurs) et de pollution de l'air intérieur (ex. : appareil de combustion). En conclusion, les auteurs ont estimé que leurs données suggéraient que la relation entre le cancer du poumon et l'exposition au radon, au niveau retrouvé dans les résidences, n'était peut-être pas aussi importante que celle estimée selon les modèles d'analyse de risque établis à partir des données recueillies chez les mineurs.

Stockholm

Une première étude a été réalisée en Suède alors que l'on a enrôlé 201 femmes de Stockholm ayant eu un diagnostic de cancer du poumon de 1983 à 1985 (Pershagen *et al.*, 1992). Un total de 378 témoins a été inclus dans l'étude dont près de la moitié était des femmes hospitalisées suspectées d'avoir un cancer du poumon mais qui n'en avaient pas, et l'autre moitié était des femmes tirées de façon aléatoire des registres de population. La période d'exposition allait de 1945 à cinq ans avant l'interview et les mesures de radon ont été réalisées pour 85 % de l'échantillon à l'aide de détecteurs *alpha-track* dans la salle de séjour et la chambre à coucher pour une période d'un an. Pour les autres participants (15 %), des détecteurs thermoluminescents ont été installés durant deux semaines en hiver, soit une semaine dans la salle de séjour et une semaine dans la chambre à coucher. En moyenne, on a couvert 26 ans d'exposition par des mesures objectives de radon. Le niveau médian des concentrations de radon était de l'ordre de 111 Bq/m³. Les RC ajustés pour l'âge, le tabagisme et la municipalité de résidence étaient respectivement de 1,0; 1,2 (IC 95 % : 0,7 - 2,1); 1,3 (IC 95 % : 0,5-1,4) et 1,7 (IC 95 % : 1,0; 2,9) pour des expositions inférieures à 7 Bq/m³, de 74 à 110 Bq/m³, 111 à 150 Bq/m³ et de plus de 150 Bq/m³. Le test de tendance par catégorie était significatif (p = 0,05). Cependant, la relation statistique disparaissait lorsque l'on ajustait pour la durée de l'occupation de la résidence (p = 0,19) ou lorsque le test était fait sur les données traitées en continu (p = 0,46) (Lubin *et al.*, 1994).

Suède, étude nationale

Une seconde étude cas-témoins a été faite dans la population suédoise (Pershagen *et al.*, 1994). Celle-ci incluait 1 281 cas de cancer du poumon diagnostiqués entre 1980 et 1984, et 2 576 témoins tirés de deux sources, soit un échantillon aléatoire issu des registres de la population pairée pour l'âge avec les cas et un second groupe également pairé aux cas de la même façon mais aussi pour le statut vital. La période d'exposition allait de 1947 à trois ans avant le diagnostic ou la sélection des témoins. En moyenne, les mesures de radon ont permis de couvrir une période de 23 ans. Le radon a été mesuré sur

une période de trois mois durant l'hiver dans la chambre à coucher et la salle de séjour. Les concentrations médianes étaient de 56 Bq/m³. Les RC ajustés pour l'âge, l'occupation, le sexe, le statut tabagique et les lieux de résidence (urbain versus rural) étaient pour des concentrations inférieures ou égales à 50 Bq/m³, de 51 à 80 Bq/m³, de 81 à 140 Bq/m³, de 141 à 400 Bq/m³ et de plus de 400 Bq/m³ respectivement de 1,0; 1,1 (IC 95 % : 0,9-1,3); 1,0 (IC 95 % : 0,8-1,3); 1,3 (IC 95 % : 1,1; 1,6) et 1,8 (IC 95 % : 1,1-2,9) avec une tendance entraînant un excès de risque significatif de 0,1 (IC 95 % : 0,01-0,22) par 100 Bq/m³ d'exposition. Cependant, lorsque stratifiée par statut tabagique, l'étude ne révélait aucune tendance significative en fonction des concentrations de radon et les RC étaient homogènes chez les non-fumeurs et les ex-fumeurs. Il en était également de même chez les fumeurs pour les catégories d'exposition en deçà de 400 Bq/m³. Néanmoins, chez la dernière population (> 400 Bq/m³), une catégorie d'exposition où il y avait peu de cas et de témoins, une augmentation importante des RC a été observée. Les auteurs ont porté un intérêt important au fait que la tendance constatée était principalement chez les personnes qui disaient dormir avec la fenêtre fermée. Cet aspect de l'étude a été sujet à controverse, et on s'accorde à dire que ces données étaient difficiles à interpréter en regard de la mesure des concentrations de radon (Neuberger, 1994; NRC, 1998). On a également critiqué le fait que l'on n'ait pas tenu compte d'autres facteurs de risque du cancer du poumon dans l'analyse, notamment le tabagisme passif, la diète et une histoire familiale de cancer (Neuberger, 1994).

Winnipeg

À Winnipeg, on a procédé à une étude cas-témoins regroupant 738 cas de cancer du poumon diagnostiqués entre 1983 et 1990, et 738 témoins pairés pour l'âge et sélectionnés à partir du bottin téléphonique (Létourneau *et al.*, 1994). Deux périodes d'exposition ont été étudiées soit cinq à 30 ans et cinq à 15 ans avant le diagnostic ou la sélection des témoins. Pour ces deux périodes, le nombre d'années moyen couvert par les prélèvements de radon était respectivement 17 et 8 ans. Les concentrations de radon ont été mesurées sur deux périodes consécutives de six mois dans la chambre à coucher et les sous-sols des habitations. Les concentrations moyennes étaient de 120 Bq/m³ dans la chambre à coucher, et 200 Bq/m³ au sous-sol. En utilisant les données d'exposition dans la chambre à coucher, les RC ajustés pour les habitudes tabagiques et le niveau d'éducation étaient de 1,0; 1,0; 0,8 et 1,0 respectivement pour des expositions inférieures à 70 Bq/m³, entre 70 et 144 Bq/m³, entre 145 et 289 Bq/m³, et de plus de 289 Bq/m³, et ceci peu importe que l'on considère l'exposition de cinq à 15 ans ou de cinq à 30 ans. Les résultats n'étaient pas plus probants avec les concentrations dans les sous-sols. Les auteurs n'ont constaté aucune tendance significative du risque de cancer du poumon en fonction des concentrations de radon. Cependant, la mobilité de la population était importante et 33 % de l'exposition de 5 à 30 ans n'était pas mesurée (Lubin, 1994).

Méta-analyse I

Une première méta-analyse a été réalisée par Lubin *et al.* (1994) avec les données agrégées des études du New Jersey, de Shenyang et de Stockholm pour un échantillon total de 966 cas et de 1 158 témoins. L'ensemble de l'échantillon à l'étude était constitué de femmes. On n'a pas décelé d'excès de risque pour une exposition de longue durée à des concentrations de 100 Bq/m³ (RC = 1; IC 95 % : 0,8-1,3) et on ne décelait pas de tendance significative quant à la survenue de cancer du poumon en relation avec les concentrations de radon.

Missouri I

Au Missouri, Alavanja *et al.* (1994) ont réalisé une étude qui incluait 538 cas de cancer du poumon survenus entre 1986 et 1992 chez des femmes blanches non-fumeuses depuis au moins 15 ans et 1 183 témoins féminins également non-fumeuses depuis 15 ans et plus et pairées pour l'âge. Les cas et les témoins ont été respectivement choisis à partir du registre des cancers du Missouri et des banques de données des immatriculations d'automobile et de « Medicare ». La période d'exposition étudiée était de cinq à 30 avant la survenue des cas ou l'interview des témoins. En moyenne, les mesures de radon ont permis de reconstituer l'exposition sur 20 ans. Les concentrations de radon ont été mesurées sur une période d'un an à l'aide de moniteurs *alpha-track* dans la cuisine et la chambre à coucher. Les moyennes géométriques documentées étaient de 44 Bq/m³ avec près de 7 % des données au-delà de 150 Bq/m³. Les concentrations de radon ont été réparties en quintiles, soit inférieures à 30 Bq/m³, 30 à 44 Bq/m³, 45 à 62 Bq/m³, 63 à 92 Bq/m³, et de plus de 92 Bq/m³. Les RC correspondants ajustés pour l'âge étaient 1,0 (IC 95 % : 0,7-1,4); 0,8 (IC 95 % : 0,6-1,2); 0,9 (IC 95 % : 0,6-1,2) et 1,2 (IC 95 % : 0,9-1,7). L'ajustement subséquent pour l'histoire tabagique, les maladies pulmonaires non malignes antérieures, le tabagisme passif, l'éducation et la consommation de gras saturé n'affectaient pas la relation dose-réponse. Globalement, les tests de tendance étaient non significatifs, que les concentrations de radon soient traitées en quintiles ($p = 0,19$) ou en continu ($p = 0,99$). On détectait cependant une légère tendance lors de l'analyse en quintiles ($p = 0,04$) mais non en continu ($p = 0,31$) lorsque l'on se restreignait à examiner les adénocarcinomes. Sur la base de ces résultats, les auteurs soulignaient que le risque de cancer du poumon secondaire à l'exposition au radon dans les résidences semblait bas.

Finlande I

Ruosteenoja *et al.* ont publié en 1996 le suivi d'une étude de population de type cas-témoins dans 19 municipalités rurales du sud de la Finlande qui avait fait l'objet d'un premier rapport en 1991. L'étude qui originellement portait sur 238 cas masculins et 415 témoins (NRC, 1998) a été restreinte à 164 cas et 331 témoins pour lesquels l'exposition avait été évaluée pour une période d'au moins 1 an (Ruosteenoja *et al.*, 1996). Les cas ont été identifiés à partir du fichier des tumeurs finlandais de 1980 à 1982 et des données hospitalières de 1983 à 1985. Des témoins pairés pour l'âge ont été choisis à partir du registre national de la population parmi les résidents des 19 municipalités en date du 1^{er} janvier 1980. La période d'exposition était de 25 ans, soit de 1950 à 1975 et en moyenne la couverture par des mesures de radon était de 20 ans. Les concentrations de radon ont été mesurées à l'aide de détecteurs *alpha-track* pour une période de deux mois dans la salle de séjour ou la chambre à coucher de novembre 1986 à avril 1987. Les concentrations médianes d'exposition au radon étaient de 153 Bq/m³ pour les cas et 136 Bq/m³ chez les témoins. Pour des tertiles d'exposition de moins de 95 Bq/m³, 95-186 Bq/m³ et de plus de 186 Bq/m³, les RC ajustés pour l'âge étaient respectivement 1,0; 1,5 (IC 95 % : 0,8-2,9) et 1,5 (IC 95 % : 0,8-2,9) indiquant une légère relation dose-réponse non significative sur le plan statistique. L'ajustement pour les habitudes tabagiques ne modifiait pas les résultats. Les auteurs concluaient toutefois que même si le résultat était non significatif sur le plan statistique, il ne contredisait pas les estimations faites à partir des études réalisées chez les mineurs.

Finlande II

Dans une seconde étude finlandaise, Auvinen *et al.* (1996) ont recensé à partir du registre de population de la Finlande les familles ayant résidé dans la même maison du 1^{er} janvier 1967 ou avant jusqu'à la fin de 1985. À l'aide du fichier des tumeurs, ils ont identifié dans cette population 1 973 personnes (hommes et femmes ayant eu un diagnostic de cancer du poumon du 1^{er} janvier 1986 au 31 mars 1992). Par la suite, ils ont sélectionné 2 885 témoins du même âge et du même sexe dans la même population. On a pu recueillir des questionnaires et des mesures de radon valides chez 1 055 cas et 1 544 témoins, et créer 517 paires de sujets appariés pour l'âge et le sexe. Les mesures de radon qui ont été réalisées sur une période de 1 an à l'aide de détecteurs *alpha-track* dans la chambre à coucher et la salle de séjour ont permis de couvrir des périodes médianes respectives de 38 ans et 35 ans respectivement pour les cas et les témoins. La médiane des concentrations de radon était de 67 Bq/m³ autant pour les cas que pour les témoins. Dans le cadre de l'analyse appariée, pour des catégories de moins de 50 Bq/m³, 50-99 Bq/m³, 100-199 Bq/m³, 200-399 Bq/m³ et de plus de 400 Bq/m³, les RC ajustés pour l'âge, le sexe et le statut tabagique étaient de 1,0; 1,03 (IC 95 % : 0,84-1,26); 1,0 (IC 95 % : 0,78-1,29); 0,91 (IC 95 % : 0,61-1,35) et 1,15 (IC 95 % : -0,69-1,13). Les mêmes résultats ont également été obtenus lors des analyses non appariées. Après avoir discuté abondamment des limites des études épidémiologiques pour évaluer le risque de cancer du poumon en lien avec l'exposition au radon dans les résidences, les auteurs concluaient à un impact peu important sur la santé publique de l'exposition au radon domiciliaire.

Méta-analyse II

Lubin et Boice (1997) ont réalisé une méta-analyse des données des deux études finlandaises et suédoises ainsi que celles du New Jersey, de Chine, de Winnipeg et du Missouri. Le regroupement de ces 8 études a permis d'obtenir un échantillon de 4 263 cas et 6 612 témoins. Globalement, on notait une tendance significative ($p = 0,03$) entre l'exposition au radon et le risque de cancer du poumon, et le RC estimé était de 1,14 (IC 95 % : 1,0-1,3) pour une exposition de 150 Bq/m³. Les auteurs concluaient que les données appuyaient la validité des modèles d'analyse de risque dérivés des études faites chez les mineurs. Cependant, il y avait une différence significative ($p < 0,001$) entre les estimations spécifiques à chaque étude, laquelle ne pouvait être expliquée par des variations entre les devis, notamment dans le pourcentage des intervalles d'exposition couvert par les mesures de radon, le nombre moyen de résidences par sujet, etc. Aussi, les auteurs soulignaient qu'il fallait être prudent dans l'interprétation de ces résultats en raison du faible risque relatif attendu en relation avec l'exposition au radon, étant donné l'hétérogénéité entre les études et une possibilité non négligeable de confondance et de classification erronée de l'exposition. À cet effet, Auvinen *et al.* (1996) mettaient en garde les auteurs d'une future méta-analyse destinée à étudier le risque de cancer du poumon associé à l'exposition résidentielle au radon en arguant que la comparabilité des échantillons et de l'évaluation de l'exposition dans le cas d'études cas-témoins était moins évidente pour des études de ce type que pour des essais cliniques randomisés.

BEIR VI

En 1998, les membres du comité du BEIR VI affirmaient dans l'annexe G de leur rapport faisant le bilan des études épidémiologiques réalisées jusqu'à ce moment, que les données des études épidémiologiques réalisées dans les domiciles n'étaient pas suffisantes pour développer un modèle d'analyse de risque pour évaluer précisément l'ampleur du risque causé par l'exposition au radon,

mais qu'elles semblaient supporter une petite augmentation du risque de cancer du poumon compatible avec les extrapolations réalisées chez les mineurs. Ils ajoutaient cependant qu'il y avait des incertitudes suffisantes dans les études épidémiologiques du moment pour affirmer qu'elles ne pouvaient appuyer de façon concluante un excès de risque définissable associé avec l'exposition au radon dans les résidences. Les membres du comité se sont questionnés sur les résultats mitigés des études épidémiologiques dans les résidences à l'opposé des données concluantes obtenues à partir des cohortes de travailleurs. Ils ont statué que le petit excès de risque attendu n'était pas facilement mesurable principalement en raison des erreurs qui affectent l'évaluation de l'exposition et la difficulté de contrôler pour la mobilité des populations étudiées. Ils ajoutaient du même souffle que l'on ne pouvait pas s'attendre qu'une seule étude fournisse des estimations précises du risque de cancers du poumon en lien avec l'exposition au radon dans les résidences, et que même si on devait encourager l'agrégation des données de plusieurs études, l'obtention d'un plus large échantillon ne fournirait pas nécessairement une image plus précise du risque. Néanmoins, ils suggéraient aux investigateurs de tenter d'estimer et d'évaluer les erreurs dans l'évaluation de l'exposition et affirmaient que des technologies améliorées étaient nécessaires pour avoir une meilleure estimation de l'exposition au radon (NRC, 1998).

Angleterre

Une étude réalisée dans le sud-ouest de l'Angleterre a permis de regrouper 982 cas de cancer de poumon chez des citoyens de race blanche âgés de moins de 75 ans ayant vécu 20 ans et plus dans les régions de Devon et de Cornwall (Darby *et al.*, 1998). Ces cas ont été sélectionnés à partir de cinq centres hospitaliers des deux régions en question. Ils ont été comparés à des témoins du même âge et du même sexe, soit un premier groupe de 1 699 témoins hospitalisés ne souffrant pas de maladies associées au tabac, ainsi qu'à 1 486 témoins choisis de façon aléatoire dans la communauté. Ces derniers ont été tirés des banques de données des « services de santé aux familles » et de la liste électorale. La période d'exposition investiguée était de cinq à 30 ans avant le diagnostic ou la sélection des témoins. Au total, on a couvert 72 % de la période d'intérêt par des mesures de radon. Les concentrations de radon ont été réalisées à l'aide de détecteurs *alpha-track* dans la salle de séjour et la chambre à coucher pour une période de six mois et les résultats étaient par la suite ajustés pour la saison des échantillonnages. Une concentration moyenne pondérée d'exposition était calculée en assumant que 45 % de l'exposition avait lieu dans la salle de séjour, et 55 % dans la chambre à coucher. Les concentrations médianes et moyennes étaient respectivement 28 Bq/m³ et 57 Bq/m³. Les RC ajustés pour l'âge, le sexe, le statut tabagique, la classe sociale et le comté de résidence étaient respectivement de 1,0; 1,06 (IC 95 % : 0,88-1,29); 1,13 (IC 95 % : 0,89-1,44); 0,94 (IC 95 % : 0,68-1,29); 1,29 (IC 95 % : 0,79-2,12) et 1,79 (IC 95 % : 0,74-4,33) pour des concentrations de moins de 25 Bq/m³, 25 à 49 Bq/m³, 50 à 99 Bq/m³, 100 à 199 Bq/m³, 200 à 399 Bq/m³ et de 400 Bq/m³ et plus. Les résultats analysés par régression logistique linéaire montraient une augmentation du risque non significatif de 0,08 (IC 95 % : -0,01-0,28) par 100 Bq/m³ d'exposition. Après ajustement statistique pour l'erreur sur la mesure de radon, l'augmentation du risque relatif passait à 0,12 (IC 95 % : 0,05-0,33) mais demeurait non statistiquement significatif. Dans le cadre de l'analyse réalisée chez la population pour laquelle des mesures de radon étaient disponibles pour l'ensemble de la période d'intérêt (5-30 ans), le risque relatif augmentait à 0,14 par 100 Bq/m³ d'exposition et devenait très légèrement significatif (IC 95 % : 0,01-0,29). En tenant compte des incertitudes par rapport aux mesures de radon, l'augmentation du risque devenait 0,12 et n'était plus significatif (IC 95 % : -0,05-0,33). Il n'y avait pas de différence significative entre les risques calculés chez ceux pour qui l'évaluation de l'exposition couvrait l'ensemble de la période d'intérêt de 30 ans et les autres

participants à l'étude. Aux dires des auteurs, les résultats suggéraient que le risque de cancer du poumon en lien avec l'exposition résidentielle au radon était du même ordre de grandeur que celui évalué à partir des études chez les mineurs. Cependant, comme pour l'étude du New Jersey, la tendance était très influencée par la catégorie d'exposition de 400 Bq/m³ et plus, dans lequel on ne retrouvait que 9 cas. De plus, quoique pondérée pour la saison, l'évaluation de l'exposition n'avait été faite que sur une période de six mois.

Missouri II

Alavanja *et al.* (1999) ont réalisé une seconde étude chez la population des femmes de 30 à 84 ans du Missouri en utilisant deux façons différentes d'évaluer l'exposition au radon. Au total, 512 cas de cancer du poumon ont été identifiés à partir du registre des cancers du Missouri du 1^{er} janvier 1993 au 31 janvier 1994. Les femmes sélectionnées ont été appariées pour l'âge à 553 témoins féminins choisis de façon aléatoire à partir du fichier des immatriculations automobiles (64 ans et moins) ou de la banque de données du système de soins de santé fédéral (≥ 65 ans). La période d'exposition d'intérêt était de cinq à 25 ans avant la survenue des cas ou l'interview des témoins. On a mesuré le radon en calculant la concentration moyenne pondérée à partir des mesures faites sur un an à l'aide de détecteurs *alpha-track* dans la résidence actuelle des participants dans la cuisine et la chambre à coucher. Parallèlement, on a utilisé des détecteurs de radon rétrospectifs. Ces moniteurs faits de plastique RC-39 ont été fixés à des objets en verre dans les maisons des participants. Ils permettaient d'estimer l'exposition au radon à partir de l'accumulation du plomb 210 et de l'activité *alpha* de son produit de dégradation, le polonium 210, dans le verre (Field *et al.*, 1999). Théoriquement, en l'absence d'autres sources d'émissions *alpha* dans le verre, l'activité mesurée permet d'évaluer les concentrations de radon dans l'habitation. Les concentrations moyennes pondérées ont été estimées à partir des mesures réalisées divisées par le nombre d'années de possession de l'objet de verre par le sujet. On a inclus dans l'étude les sujets pour lesquels on couvrait, par un type de mesure ou l'autre, au moins 70 % de la période d'exposition d'intérêt. En fait, pour l'ensemble de la population à l'étude, on a couvert 91 % de la période d'exposition d'intérêt, soit par les moniteurs de surface ou par la méthode habituelle. Les concentrations moyennes de radon étaient de 57 Bq/m³ mesurées par la méthode traditionnelle et de 65 Bq/m³ par les moniteurs de surface. En utilisant les mesures habituelles, la comparaison avec l'exposition de base à moins de 37 Bq/m³ montrait des RC ajustés pour l'âge, le niveau d'éducation, une maladie pulmonaire antérieure, l'histoire tabagique et le nombre moyen de repas de légumes par semaine de 0,9 (IC 95 % : 0,6-1,3); 0,9 (IC 95 % : 0,5-1,5); et 0,7 (IC 95 % : 0,3-1,3) respectivement pour des concentrations de 37 à 73 Bq/m³, 74 à 147 Bq/m³ et de plus de 148 Bq/m³. Il n'y avait évidemment pas de tendance associée à cette distribution. L'analyse réalisée en se basant sur l'autre type de mesure a fourni des données tout à fait différentes. Ainsi, en comparaison à une exposition à moins de 37 Bq/m³, les RC ajustés étaient de 1,1 (IC 95 % : 0,8-1,6); 1,3 (IC 95 % : 0,9-2,0) et 3,3 (IC 95 % : 1,5-7,5) pour des expositions entre 37 et 73 Bq/m³, 74 et 147 Bq/m³ et égales ou supérieures à 148 Bq/m³. Les données montraient une tendance significative du risque de cancer du poumon en fonction de l'exposition au radon analysée en continu ($p=0,02$) qui semblait être influencée par la plus haute catégorie d'exposition. Par ailleurs, on constatait une hétérogénéité inexplicée des données montrant un risque de cancer du poumon associé au radon significativement plus élevé chez ceux qui n'avaient pas eu de maladies pulmonaires antérieures et chez les personnes qui consommaient plus de sept repas de légumes par semaine. Par contre, on ne notait aucun effet modifiant en fonction du statut tabagique. Les auteurs ont interprété les différences entre les deux séries d'analyses (monitoring traditionnel et rétrospectif) en émettant l'hypothèse que l'utilisation des moniteurs rétrospectifs permettait de diminuer l'erreur aléatoire sur les mesures de radon en arguant

que celle-ci pouvait être considérable avec les mesures habituelles en raison du vieillissement de l'habitation et des modifications qui ont pu être faites au fil des ans. Ils ont également discuté des biais inhérents à l'utilisation de moniteurs de surface, en particulier, l'effet des particules provenant de la fumée de cigarettes et d'autres sources qui peuvent interférer avec les mesures. À cet effet, ils ont analysé de nouveau les données en utilisant deux courbes de calibration différentes pour les maisons avec des fumeurs et celle avec seulement des non-fumeurs, et leurs résultats n'ont pas été modifiés. Les auteurs ont cependant émis des réserves quant à leurs données en soulignant que leur étude était la première à estimer le risque de cancer du poumon en fonction des concentrations résidentielles de radon en basant la mesure de l'exposition sur les moniteurs rétrospectifs, et que dès lors, les résultats devaient être interprétés avec prudence. Ceci, particulièrement si l'on considère l'écart important entre les analyses réalisées à partir des deux méthodes d'évaluation d'exposition (traditionnelle et rétrospective).

Iowa

Dans le cadre de l'étude de l'Iowa (Field *et al.*, 2000), on a enrôlé 413 femmes de 40 à 84 ans ayant souffert de cancer du poumon à partir du registre des cancers de l'état du 1^{er} mai 1993 au 30 octobre 1996. Ces femmes devaient avoir vécu les 20 dernières années ou plus dans la même habitation. Un total de 614 témoins féminins pairés pour l'âge et ayant également résidé plus de 20 ans dans la même résidence ont été choisis à partir des fichiers des immatriculations automobiles (40-64 ans) et de l'administration des soins de santé (65-84 ans). L'originalité de l'étude reposait sur le soin que l'on a pris à mettre au point l'évaluation de l'exposition. Celle-ci comportait cinq composantes, soit : (1) l'évaluation de la mobilité des participants dans la maison et à l'extérieur incluant la présence dans d'autres bâtiments; (2) les mesures de radon dans la maison faites à l'aide de détecteurs *alpha-track* durant un an sur chacun des étages et dans chacune des chambres à coucher et aires de travail occupés par les sujets; (3) l'évaluation des concentrations extérieures dans 111 localisations différentes en Iowa; (4) l'évaluation par modélisation de l'exposition dans d'autres bâtiments (école, église, magasins, etc.); (5) l'utilisation d'une équation pour intégrer l'information issue des quatre premiers éléments. L'exposition d'intérêt couvrait la période de cinq à 19 ans avant le diagnostic et en moyenne 4 détecteurs ont été utilisés par résidence. L'ensemble de la période d'intérêt a été couvert par des mesures. Les moyennes géométriques étaient d'environ 170 Bq/m³, 95 Bq/m³ et 75 Bq/m³ respectivement au sous-sol, au rez-de-chaussée et au 2^e étage avec près de 58 %, 30 % et 18 % des valeurs au-delà de 150 Bq/m³ aux mêmes localisations. Les RC ajustés pour l'âge, le statut tabagique et le niveau d'éducation ont été calculés en fonction des concentrations de radon établies en WLM. En comparaison à la catégorie de base inférieure à 4,24 WLM, les RC étaient de 1,34 (IC 95 % : 0,81-2,22); 1,73 (IC 95 % : 0,99-3,04); 1,62 (IC 95 % : 0,88-2,99) et 1,79 (IC 95 % : 0,99-3,26) pour des concentrations respectives de 4,24-8,47 WLM, 8,48-12,70 WLM, 12,71-16,94 WLM et de 16,95 WLM et plus. Les auteurs ont détecté une tendance significative lorsque les résultats ont été analysés par catégorie ($p = 0,05$), mais non significative quand les résultats étaient évalués en continu ($p = 0,14$). Lorsque l'analyse était restreinte aux personnes vivantes, pour lesquelles on peut présumer que l'information était de meilleure qualité, les RC étaient de 1,0; 1,31 (IC 95 % : 0,75-2,31); 1,79 (IC 95 % : 0,97-3,33); 1,74 (IC 95 % : 0,88-3,43) et 1,94 (IC 95 % : 1,12-4,15) pour les catégories d'exposition déjà citées avec une tendance significative autant pour l'analyse par catégorie ($p = 0,01$) qu'en continu ($p = 0,03$). Il faut noter ici que pour la période d'intérêt, 11 WLM correspondait à une exposition résidentielle moyenne de 150 Bq/m³. Il n'y avait pas d'hétérogénéité dans les données en fonction du statut tabagique, de l'âge et du niveau d'éducation. Par ailleurs, on ne détectait pas d'effet du statut urbain/rural ou du fait de travailler à l'extérieur de la maison sur les RC

ajustés. Fait intéressant, les auteurs ont refait les analyses habituelles faites par les autres études épidémiologiques sur le sujet, en calculant les RC à partir des données des concentrations de radon mesurées dans la chambre à coucher et au rez-de-chaussée ainsi que dans le sous-sol; les RC se sont avérés beaucoup plus bas que ceux calculés à l'aide de leur modèle d'exposition en cinq composantes. Ceci signifie pour eux une indication que l'évaluation réalisée a permis de réduire le biais de classification sur l'exposition et ainsi de contribuer aux estimations de risque plus élevées. Les auteurs ont conclu que leur étude suggère que l'exposition au radon dans les domiciles est significativement associée au risque de cancer du poumon.

Allemagne de l'Ouest

Dans le cadre de l'étude allemande (Kreienbrock *et al.*, 2001), on a recruté 1 449 cas de cancer du poumon chez les gens de 75 ans et moins entre octobre 1990 et octobre 1995 à partir des dossiers de neuf hôpitaux. Les sujets devaient avoir vécu en Allemagne depuis 1965, être familiers avec la langue allemande et n'avoir jamais travaillé dans les mines d'uranium de Wismut. Des témoins provenant de la population pairés pour l'âge, le sexe et la région d'appartenance ont été sélectionnés à partir d'un échantillon aléatoire tiré des registres de population sauf pour les résidences de petites communautés rurales peu peuplées, où ils ont été choisis à partir du système téléphonique allemand. Au total, 2 297 témoins ont participé à l'étude. À partir de l'ensemble de ces cas et témoins, on a créé un sous-échantillon de 365 cas et 595 témoins provenant de trois régions considérées plus à risque d'exposition au radon. On a considéré comme significative l'exposition couvrant 5 à 15 ans avant l'interview, mais on a également analysé les données en fonction des concentrations mesurées dans la résidence actuelle. On a exclu de l'échantillon les sujets ayant passé moins de 25 % de la période d'intérêt dans leur résidence et dont les mesures de radon ou l'histoire tabagique était incomplète. Les concentrations de radon ont été quantifiées avec des détecteurs *alpha-track* installés dans la salle de séjour et la chambre des maîtres pour une période d'un an. On a calculé des concentrations d'exposition en pondérant les mesures en fonction du temps passé dans chacune des pièces. Les concentrations médianes mesurées pour l'ensemble de l'échantillon étaient de 40 Bq/m³ autant pour les cas que pour les témoins. Pour le sous-échantillon réalisé dans les régions à risque, elles étaient respectivement de 52 Bq/m³ chez les cas et 46 Bq/m³ chez les témoins. Les RC du risque de cancer du poumon ajustés pour le statut tabagique et l'exposition à l'amiante en fonction des concentrations dans la première habitation étaient de 0,98 (IC 95 % : 0,81-1,20); 1,09 (IC 95 % : 0,80-1,48) et 0,99 (IC 95 % : 0,61-1,63) pour des concentrations de 50 à 80 Bq/m³, 80-140 Bq/m³ et de plus de 140 Bq/m³ en comparaison de moins de 50 Bq/m³. Pour les mêmes classes d'exposition, les résultats étaient de 1,57 (IC 95 % : 1,08-2,27); 1,93 (IC 95 % : 1,19-3,13) et 1,93 (IC 95 % : 0,99-3,77) avec un excès de risque par 100 Bq/m³ d'exposition de 0,13 non significatif (IC 95 % : -0,12-0,46) si on restreignait l'échantillon aux régions les plus à risque. Les analyses réalisées sur les données des concentrations de radon pondérées par année lors de la période de 5 à 15 ans avant les interviews montraient des RC ajustés pour les mêmes variables de 1,16 (IC 95 % : 0,94-1,43), 0,82 (IC 95 % : 0,58-1,16) et 1,21 (IC 95 % : 0,81-1,81) pour des expositions de 20 à 40 Bq/m³ par année, 40 à 60 Bq/m³ par année et de plus de 60 Bq/m³ par année en comparaison de moins de 20 Bq/m³ par année. Pour les régions plus susceptibles d'être associées à l'exposition au radon, les RC ajustés étaient de 1,77 (IC 95 % : 1,04-2,69), 1,55 (IC 95 % : 0,83-2,90) et 2,60 (IC 95 % : 1,38-4,93) avec un excès de risque relatif non significatif de 0,09 (IC 95 % : - 0,14-0,38) par 100 Bq/m³. Ces résultats montraient donc des écarts importants entre les RC calculés sur une base nationale ou en fonction des zones à risque. Les auteurs ont expliqué ces discordances par un biais de classification présumé moins grand sur l'évaluation de l'exposition lorsque les concentrations étaient plus élevées conduisant ainsi à des RC plus élevés.

Cependant, les différences dans les concentrations documentées dans le grand échantillon par rapport au sous-échantillon ne sont pas très grandes, soit des écarts pour les médianes de 12 et 6 Bq/m³ et pour les moyennes géométriques de 15 et 7 Bq/m³ respectivement pour les cas et les témoins. Les auteurs ont conclu que leur étude n'a pas démontré de risque de cancer du poumon en lien avec l'exposition au radon dans leur grand échantillon; cependant, un risque compatible avec les extrapolations à partir des données chez les mineurs a été observé dans le sous-échantillon des régions les plus à risque. On soulignait toutefois qu'en Allemagne, le tabagisme demeurait clairement un facteur de risque prédominant et que pour la population masculine, une exposition antérieure à l'amiante qui a généré dans l'étude un RC de 1,7 (IC 95 % : 1-1,7) était importante en relation avec le risque de cancer du poumon.

Suède, non-fumeurs I

Dans le but de réduire les incertitudes en relation avec le risque relatif de cancer du poumon en fonction des concentrations de radon chez les non-fumeurs, Lagarde *et al.* (2001) ont colligé les données de 436 cas et 1 649 témoins non-fumeurs de cinq différentes études suédoises. On définissait comme non fumeur un sujet qui n'avait pas fumé quotidiennement pendant un an ou plus. La période d'observation couvrait une période de 32 ans se terminant 3 ans avant le diagnostic. Pour chacun des cas, des témoins ont été sélectionnés, appariés pour l'âge, le sexe et l'étude d'où provenait les cas. Les concentrations de radon ont été mesurées à l'aide de détecteurs *alpha-track* durant 3 mois en hiver, à raison de deux moniteurs par habitation dans la chambre et la salle de séjour lors de deux années consécutives. Les autres facteurs de risque documentés ont été l'exposition à la fumée passive, l'exposition à des facteurs de risque au travail et l'indice d'urbanisation. Les moyennes arithmétiques des expositions au radon étaient respectivement de 87 Bq/m³ et 80 Bq/m³ chez les cas et les témoins. Après ajustement pour le tabagisme passif, l'urbanisation, le statut socio-économique et l'exposition à des facteurs de risque au travail, les RC du risque de cancer du poumon étaient respectivement de 1,08 (IC 95% : 0,79-1,47), 1,18 (IC95 % : 0,86-1,61) et 1,44 (IC 95 % : 1,00-2,06) pour des expositions de 50 à 80 Bq/m³, 80 à 140 Bq/m³ et au-delà de 140 Bq/m³ par rapport à moins de 50 Bq/m³ avec un excès de risque relatif non significatif de 10 % par 100 Bq/m³. Fait intéressant, lorsque l'on a examiné l'interaction causée par le tabagisme passif, on a conclu que la tendance constatée n'était présente que chez ceux exposés au tabagisme passif. En effet, entre 50 et 80 Bq/m³, de 80 à 140 Bq/m³ et au-delà de 140 Bq/m³ par rapport à moins de 50 Bq/m³, les RC étaient respectivement de 1,43 (IC 95 % : 0,86-2,36), 1,76 (IC 95 % : 1,08-2,86) et 2,10 (IC 95 % : 1,21-3,65) chez les exposés versus 0,93 (IC 95 % : 0,63-1,38), 0,88 (IC 95 % : 0,58-1,34) et 1,13 (IC 95 % : 0,70-1,82) chez les non exposés. Les auteurs concluaient que parmi les non-fumeurs, l'exposition au radon résidentiel pouvait être plus dangereuse chez ceux exposés à la fumée de tabac passive.

Suède, non-fumeurs II

À partir des sujets recrutés pour l'étude précédente, Lagarde *et al.* (2002) ont réalisé une autre étude cas-témoins en évaluant l'exposition à partir d'objets en verre acquis à l'état neuf par les participants et qui ont été présents dans leur maison depuis au moins 15 ans. La méthode utilisée baptisée par les auteurs « Glass-based radon-exposure assessment » s'apparente à celle dont il a été question dans l'étude Missouri II. Au total, 110 personnes non fumeuses (qui n'avaient pas fumé quotidiennement durant un an ou plus) victimes de cancer du poumon entre 1985 et 1995 ont été incluses dans l'étude ainsi que 231 témoins sélectionnés à partir de deux différents centres. Dans un des centres, les témoins étaient appariés pour l'âge, le sexe et le territoire hospitalier, alors que dans le second, on appariait

seulement pour l'âge. Les sujets étant tirés de l'étude précédente (voir l'étude de la Suède, non-fumeurs I), la période d'observation était la même, soit de 32 ans se terminant 3 ans avant le diagnostic. Évidemment, on disposait comme dans l'étude précédente, de données durant 3 mois d'exposition réalisées à l'aide de moniteurs *alpha-track* en hiver, à raison de deux moniteurs par habitation dans la chambre et la salle de séjour lors de deux années consécutives. Les autres facteurs de risque documentés étaient également les mêmes que dans l'étude précédente, soit l'exposition à la fumée passive, l'exposition à des facteurs de risque au travail et l'indice d'urbanisation. Les moyennes arithmétiques des concentrations mesurées par les méthodes traditionnelles et par les objets de verre étaient respectivement de 90 et 83 Bq/m³. Avec les objets en verre, les RC de cancer du poumon ajustés pour le tabagisme passif, le degré d'urbanisation, le risque occupationnel et le statut socio-économique étaient de 1,6 (IC 95 % : 0,8-3,4), 1,96 (IC 95 % : 0,9-4,2) et 2,20 (IC 95 % : 0,9-5,6) pour des expositions de 50 à 79 Bq/m³, 80 à 139 Bq/m³ et de 140 Bq/m³ par rapport à moins de 50 Bq/m³. Les excès de risque relatif étaient de 75 % (IC95 % : -4 %-430 %) par 100 Bq/m³, à peu près deux fois plus élevé que ceux documentés par la mesure d'exposition habituelle (33%; IC95 % : -0,12-2,0). Considérant les résultats de l'étude réalisée au Missouri (Missouri II) avec une technique apparentée qui donne des risques également plus élevés en fonction des concentrations de radon, les auteurs ont suggéré que la méthode d'évaluation de l'exposition (avec les objets de verre) pourrait être une meilleure mesure de l'exposition passée au radon.

Gansu, Chine

Wang *et al.* (2002) ont réalisé une étude dans une région rurale de la Chine (Gansu) où les concentrations de radon sont élevées et où la population est peu mobile. Tous les cas de cancers du poumon provenant de deux préfectures diagnostiqués entre janvier 1994 et avril 1998 et âgés entre 30 et 75 ans ont été recrutés. Des témoins appariés pour l'âge, le sexe et la préfecture ont été sélectionnés de façon aléatoire à raison de deux témoins par cas. Au total, 768 cas et 1 659 témoins ont participé à l'étude. Des 768 cas, 563 étaient des hommes et 205 des femmes. Une proportion de 92,3 % des hommes était des fumeurs, mais seulement 10,4 % des femmes fumaient. La mesure d'exposition a été réalisée au moyen de deux détecteurs *alpha-track* placés dans la chambre à coucher et la salle de séjour de chacune des maisons occupées durant deux ans ou plus par les participants. Une concentration moyenne pondérée d'exposition a été calculée en fonction du temps passé dans chacune des maisons. La fenêtre d'exposition était de 5 à 30 ans avant le diagnostic. La moyenne de couverture pour l'ensemble de la fenêtre d'exposition a été de 76,7 % (71,6 % chez les cas et 79,1 % chez les témoins). Les moyennes arithmétiques et géométriques des concentrations de radon étaient respectivement de 222,9 Bq/m³ et 176,2 Bq/m³. Les concentrations d'exposition moyennes pour les cas et les témoins étaient respectivement de 230,4 Bq/m³ et 222,2 Bq/m³. Les risques de cancer du poumon augmentaient avec les concentrations de radon ($p < 0,001$). Les RC ajustés pour l'âge, le sexe, la préfecture, le tabagisme et les facteurs socio-économiques étaient de 1 (IC 95 % : 0,7-1,5), 1,42 (IC 95 % : 1,0-2,0), 1,36 (IC 95 % : 1,0-1,9), 1,28 (IC 95 % : 0,8-1,9) et 1,58 (IC 95 % : 1,1-2,3) pour des expositions de 100 à 149 Bq/m³, 150 à 199 Bq/m³, 200 à 249 Bq/m³, 250 à 299 Bq/m³ et plus de 300 Bq/m³, par rapport à moins de 100 Bq/m³. L'excès de RC par 100 Bq/m³ était de 0,19 (IC 95 % : 0,05-0,47) pour l'ensemble des sujets et augmentait à 0,31 (IC 95 % : 0,1-0,81) pour ceux dont la couverture d'exposition était complète. Les auteurs concluaient que les résultats supportaient l'hypothèse que le risque de cancer du poumon dû à l'exposition au radon dans les résidences était égal et même supérieur à celui mesuré par les extrapolations faites à partir des données chez les mineurs.

Espagne

En Espagne, Barros-Dios *et al.* (2002) ont recruté les cas de cancers du poumon diagnostiqués dans le district de Santiago de Compostela pour la période 1992-1994. Les témoins ont été choisis à partir du recensement de 1991 sur le même territoire. On excluait les cas et les témoins qui avaient vécu moins de 5 ans dans leur résidence actuelle ou si celle-ci avait subi des rénovations majeures. On excluait également les cas dont le diagnostic n'était pas appuyé sur une confirmation histologique ou qui avaient été exposés à des radiations au travail ou dans un but thérapeutique. Au total, 163 cas (151 hommes, 12 femmes 145 fumeurs) et 241 témoins (219 hommes, 22 femmes; 129 fumeurs) ont été inclus dans l'étude. L'exposition était mesurée à l'aide de détecteurs *alpha-track* dans la chambre à coucher pour une période minimale de 90 jours. La moyenne arithmétique des distributions de radon était 129,5 Bq/m³ (141,4 chez les cas, 114,0 chez les témoins) et la moyenne géométrique, 69,3 Bq/m³ (75,4 chez les cas, 66,4 chez les témoins). Les RC ajustés pour l'âge, le sexe, l'histoire familiale et la consommation de tabac mesurée par le nombre de paquets fumés à vie étaient de 2,73 (IC 95 % : 1,21-6,18), 2,48 (IC 95 % : 1,12-5,48) et 2,96 (IC 95 % : 1,29-6,79) pour des expositions de 37 à 55 Bq/m³, 55,2 à 147,9 Bq/m³ et plus de 148 Bq/m³ en relation avec moins de 37 Bq/m³. Les auteurs ont également montré un effet synergique additif avec le tabagisme. Les auteurs ont conclu sur le fait que même à des concentrations en deçà des limites de référence officielles, l'exposition au radon pourrait augmenter le risque de cancer du poumon de 2,5 fois. Ils estimaient également que la synergie avec le tabac pourrait être utilisée dans les recommandations de santé publique.

Allemagne de l'Est

En Allemagne de l'Est, une étude cas-témoins a été réalisée dans les régions de Thuringie et de Saxe (Kreuzer *et al.*, 2003). On a recruté les cas confirmés par l'histologie de 5 hôpitaux entre octobre 1990 et mars 1997 âgés de moins de 76 ans qui avaient leur résidence actuelle dans la région à l'étude et qui vivaient en Allemagne depuis 1965 sans avoir travaillé dans des mines d'uranium. On excluait les patients victimes de tumeurs carcinoïdes ou de tuberculose. Des témoins pairés pour l'âge, le sexe et la région géographique ont été sélectionnés à partir d'un échantillon aléatoire de 30 000 personnes tiré du registre central de l'ancienne Allemagne de l'Est. L'analyse finale incluait un total de 1 192 cas (1 046 hommes, 146 femmes; 1 096 fumeurs) et 1 640 témoins (1 414 hommes, 226 femmes; 1 096 fumeurs). Les concentrations de radon ont été mesurées à l'aide de moniteurs *alpha-track* placés durant un an dans la salle de séjour et la chambre à coucher de chacune des maisons habitées par les participants pour au moins un an. Pour quantifier de façon plus précise l'exposition, les concentrations mesurées ont été pondérées pour le temps passé dans les pièces testées. La fenêtre d'exposition étudiée était de 5 à 35 ans avant l'entrevue. En moyenne les mesures d'exposition ont couvert 21 ans de la période sous étude autant pour les cas que pour les témoins. Après imputation des mesures de radon manquantes, les concentrations moyennes pondérées de radon pour la période de 5 à 35 ans avant l'entrevue étaient de 76 Bq/m³ pour les cas et de 74 Bq/m³ pour les témoins. Les RC ajustés pour le tabagisme et l'exposition à l'amianté étaient de 0,95 (IC 95 % = 0,77-1,18), 1,13 (IC 95 % : 0,86-1,5) et 1,30 (IC 95 % : 0,88-1,93) pour des expositions de 50 à 80 Bq/m³, 81 à 140 Bq/m³ et plus de 140 Bq/m³ par rapport à moins de 50 Bq/m³. Le test de tendance linéaire montrait une augmentation non significative de 0,08 (IC 95 % : -0,03-0,2) du RC par 100 Bq/m³ d'exposition. Les auteurs ont conclu à une faible augmentation du risque de cancer du poumon qui est cohérente avec les études faites chez les mineurs et en milieu résidentiel.

Le tableau 1 présente le bilan des résultats obtenus pour chacune des études.

Tableau 1 Résultats des études cas-témoins et des méta-analyses concernant le risque de cancer du poumon et l'exposition résidentielle au radon^a

Étude	Année	Cas	Témoins	Concentrations de radon (Bq/m ³)	Commentaires
New Jersey (femmes)	1990	433	402	Cas : 19 (méd.) Témoins : 19 (méd.)	Faible exposition, tendance significative mais fortement influencée par la plus haute catégorie d'exposition qui regroupait peu de cas.
Chine (femmes)	1990	308	356	Cas : 104 (méd.) Témoins : 107 (méd.)	Aucune tendance du risque de cancer du poumon selon les concentrations de radon.
Stockholm (femmes)	1992	201	378	Cas : 115 (méd.) Témoins : 107 (méd.)	Tendance positive d'une association lorsque les données sont traitées par catégories. Cette tendance disparaît lorsque les données sont traitées en continu ou lorsqu'elles sont ajustées pour l'occupation de la résidence.
Méta-analyse I (femmes; New-Jersey, Chine, Stockholm)	1994	966	1 158	Voir études spécifiques	Aucune tendance du risque de cancer du poumon selon les concentrations de radon.
Suède	1994	1 281	2 576	56 (méd.)	Le risque augmente significativement en fonction des concentrations de radon. Pas de tendance lorsque stratifié par statut tabagique. Mesures de radon faites pour des périodes de 3 mois.
Winnipeg	1994	738	738	Chambre : 120 (moy. arith.) Sous-sol : 200 (moy. arith.)	Aucune tendance constatée des concentrations de radon.
Missouri I (femmes)	1994	538	1 183	44 (moy. géo.)	Globalement, aucune tendance constatée.
Finlande I (hommes)	1996	164	331	Cas : 153 (méd.) Témoins : 136 (méd.)	Légère tendance non significative sur le plan statistique.
Finlande II	1996	517 1 055	517 (appariés) 1 544 (non appariés)	Cas : 67 (méd.) Témoins : 67 (méd.)	Aucune tendance constatée en analyse appariée et non appariée.
Méta-analyse II (New-Jersey, Chine, Stockholm, Suède, Missouri I, Winnipeg, Finlande I, Finlande II)	1997	4 263	6 612	Voir études spécifiques	Tendance significative entre l'exposition au radon et le risque de cancer du poumon; différence significative entre les estimés spécifiques à chaque étude.
Angleterre	1998	982	1 699	28 (méd.)	Tendance à la limite de la signification statistique d'une augmentation du risque en fonction des concentrations de radon très influencée par la plus haute catégorie d'exposition (> 400 Bq/m ³) qui regroupe peu de cas. RC plus élevés chez ceux où on avait documenté l'exposition pour l'ensemble de la période d'intérêt et lorsque l'on ajustait pour l'erreur sur la mesure de radon. Mesures faites sur une période de 6 mois.

Tableau 1 Résultats des études cas-témoins et des méta-analyses concernant le risque de cancer du poumon et l'exposition résidentielle au radon (suite)

Étude	Année	Cas	Témoins	Concentrations de radon (Bq/m ³)	Commentaires
Missouri II (femmes)	1999	512	553	α^{Tc} : 57 (moy. arith.) MR ^c : 65 (moy. arith.)	Résultats opposés pour deux méthodes d'évaluation de l'exposition. Aucune tendance avec les mesures traditionnelles. Tendance significative avec les moniteurs de surface influencée par la plus haute catégorie d'exposition (> 148 Bq/m ³). Augmentation du risque inexplicé en fonction de la consommation de légumes et d'une maladie pulmonaire antérieure.
Iowa (femmes)	2000	413	614	Cas : sous-sols; 167 (moy. géo.) Rez-de-chaussée; 100 (moy. géo.) 2 ^e étage; 78 (moy. géo.) Témoins : sous-sol; 170 (moy. géo.) Rez-de-chaussée; 89 (moy. géo.) 2 ^e étage; 70 (moy. géo.)	Effort important pour bien caractériser l'exposition. Tendance significative d'une augmentation du risque en fonction des concentrations de radon, mais non significative en continu. Si analyse avec les participants vivants, tendance significative en catégories et en continu.
Allemagne	2001	1 449	2 297	Cas : toute l'étude, 40 (méd.) Régions risque; 52 (méd.) Témoins : toute l'étude; 40 (méd.) Régions risque; 46 (méd.)	Aucune tendance pour l'ensemble de l'étude. Tendance non significative d'une augmentation du risque de cancer du poumon en fonction des concentrations de radon dans les zones à risque d'exposition.
Suède I (non-fumeurs)	2001	436	1 649	Cas : 87 (moy. arith.) Témoins : 80 (moy. arith.)	Tendance à l'augmentation du risque en fonction des concentrations de radon que l'on retrouve exclusivement chez ceux exposés au tabagisme passif.
Suède II (non-fumeurs)	2001	110	231	α^b : 83 (moy. arith.) OV ^d : 90 (moy. arith.)	Comme dans l'étude Missouri II, résultats des RC plus élevés avec l'évaluation de l'exposition avec des objets de verre. Dans ce dernier cas, tendance non statistiquement significative de l'augmentation du risque en fonction de l'exposition autant par classe qu'en continu.
Gansu, Chine	2002	768	1 659	Cas : 230 (moy. arith.) Témoins : 222 (moy. arith.)	Étude réalisée sur population fortement exposée. Tendance significative du risque en fonction de l'exposition, augmentée lorsque l'analyse était restreinte aux cas et aux témoins où on avait réussi à couvrir par des mesures l'ensemble de la période d'exposition d'intérêt.
Espagne	2002	163	241	Cas : 141 (moy. arith.) Témoins : 114 (moy. arith.) Cas : 75 (moy. géo.) Témoins : 66 (moy. géo.)	Augmentation significative des risques dans chacune des strates. L'étude montre des RC significatifs même à des concentrations faibles (> 37 Bq/m ³).
Allemagne de l'Est	2003	1 192	1 640	Cas : 76 (moy. arith.) Témoins : 74 (moy. arith.)	Tendance non significative d'augmentation du risque de cancer du poumon en fonction des concentrations de radon.

^a Inspiré du tableau G24 du rapport du BEIR VI et complété pour les études subséquentes à 1997.^b Alpha-track.^c Moniteurs rétrospectifs.^d Objet de verre.

3.4 DISCUSSION

Globalement, on peut constater qu'au terme des huit premières études, les résultats étaient plutôt équivoques quant au lien présumé entre l'exposition au radon en milieu résidentiel et le risque de cancer du poumon. Une méta-analyse a été réalisée par Lubin et Boice (1997) sur l'ensemble des données générées mais l'hétérogénéité entre les études et la difficulté d'amalgamer des études au devis différent sont des faiblesses qu'on ne peut passer sous silence dans l'exercice réalisé. En rapport avec le lien de cancer du poumon et l'exposition au radon, les auteurs du BEIR VI se sont abondamment questionnés sur les disparités entre les résultats non équivoques des études réalisées chez les travailleurs de mines, et ceux peu concluants obtenus de celles faites dans la population générale. Ils ont fait ressortir plusieurs problèmes méthodologiques dont entre autres des erreurs de dosimétrie dans l'évaluation des concentrations de radon ainsi que la mobilité résidentielle (NRC, 1998). D'ailleurs, une récente méta-analyse non intégrée dans la présente revue, englobant 17 études cas-témoins, montre un estimé de rapport de cotes (RC) de 1,24 (IC 95 % : 1,11-1,38) indiquant un effet potentiel de l'exposition résidentielle au radon sur le risque de cancer du poumon pour des niveaux d'exposition de 150 Bq/m³. Les auteurs estiment que même si aucune conclusion définitive ne peut être tirée, les résultats confortent la nécessité d'élaborer des stratégies pour réduire l'exposition de l'être humain au radon (Pavia *et al.*, 2003).

Les études publiées subséquemment ont tenté de contrôler ces lacunes; elles ont toutes révélé sous certains aspects, des tendances non statistiquement significatives ou significatives d'un lien entre le cancer du poumon et l'exposition au radon. L'étude anglaise était assortie d'un ajustement statistique pour l'erreur sur la mesure de radon (Darby *et al.*, 1998) qui augmentait le RC. Cependant, les mesures de radon n'étaient réalisées que sur une période de six mois. De plus, les résultats étaient fortement influencés par la catégorie d'exposition la plus élevée (> 400 Bq/m³) qui regroupait très peu de cas. Dans le cadre de l'étude Missouri II, on a utilisé une nouvelle technique de mesures des concentrations de radon (Alavanja *et al.*, 1999). Les résultats obtenus à l'aide de la technologie traditionnelle étaient négatifs, alors que ceux issus de l'utilisation de l'autre technique révélaient une tendance à une augmentation du risque en fonction des concentrations de radon. Ici encore, celle-ci était influencée par la plus haute catégorie d'exposition. Plus récemment, une technique apparentée a également été utilisée en Suède et a également montré une augmentation impressionnante des RC par rapport à la technologie traditionnelle (Lagarde *et al.*, 2002). Il est très possible que ces nouvelles méthodes d'évaluation de l'exposition soient de meilleurs outils pour évaluer l'exposition, générant ainsi des résultats plus probants. Ceci doit toutefois être validé, *a fortiori*, en considérant les discordances importantes entre les résultats obtenus en parallèle avec les deux types d'analyses.

Dans le même ordre d'idées, l'étude allemande (Kreinbrock *et al.*, 2001) soulève un questionnement. En effet, l'analyse faite sur l'ensemble des données ne montre pas d'association claire entre la survenue de cancers du poumon et les concentrations de radon. En contrepartie, celle faite pour le sous-échantillon des personnes vivant dans les zones à risque révèle des résultats beaucoup plus probants. Considérant les faibles différences entre les concentrations d'exposition de l'échantillon total et du sous-échantillon, ces résultats sont un peu surprenants. On a récemment suggéré que ces résultats sont en partie dus à l'utilisation d'un sous-groupe pour lequel la variance d'exposition est différente de l'ensemble du groupe, induisant ici un biais différentiel dans l'estimation des RC (Heid *et al.*, 2002).

L'étude de l'Iowa (Field *et al.*, 2000) est l'une de celle qui a été faite avec le plus de soin du côté de l'évaluation de l'exposition. De plus, l'étude a été réalisée auprès d'une population fortement exposée où près de 60 % des concentrations dans les sous-sols étaient de plus de 150 Bq/m³. Les résultats montraient une tendance significative lorsque analysés en catégories et même en continu chez les participants vivants. Dans leur analyse, les auteurs ont fait une démonstration des effets de l'utilisation de leur modèle d'évaluation de l'exposition sur l'augmentation des RC par rapport à la façon généralement utilisée dans les autres études. Ils imputaient de tels résultats à la diminution du biais de classification sur l'exposition. Plus récemment, l'étude de très grande qualité de Gansu, également réalisée dans une population fortement exposée (225 Bq/m³), est également fort convaincante, montrant des tendances significatives qui augmentaient lorsqu'on améliorait la couverture d'exposition (Wang *et al.*, 2002).

Globalement, force est d'admettre que les études publiées depuis 1998 vont dans le sens d'un risque de cancer du poumon en lien avec l'exposition au radon dans les résidences. L'ampleur de celui-ci demeure à déterminer et des questions demeurent, notamment l'impact possible de la fumée passive, un facteur de risque peu étudié en relation avec l'exposition au radon qui génère possiblement des risques relatifs de cancer du poumon de l'ordre de 1,24 (IC 95 % : 1,1-1,4) et 1,34 (IC 95 % : 1,0-1,8) respectivement chez des femmes et des hommes non-fumeurs vivant avec des conjoints fumeurs (Lubin, 1999). À cet effet, la première partie de l'étude de Lagarde *et al.* (2001), réalisée avec une mesure d'exposition habituelle, est fort intéressante puisqu'elle semble indiquer que s'il existe un excès de risque chez les non-fumeurs exposés au radon, il se situe presque exclusivement chez ceux exposés de façon concomitante à la fumée de tabac. Cependant, les mêmes auteurs ont documenté dans un sous-échantillon de cette population, où l'exposition a été mesurée avec des objets de verre, une tendance non significative d'augmentation du RC de cancer du poumon en relation avec les concentrations de radon, et ceci ajusté pour le tabagisme passif (Lagarde *et al.*, 2002). Quoiqu'il en soit, les résultats récents sont compatibles avec le fait que le risque de néoplasie pulmonaire en relation avec l'exposition au radon résidentiel est du même ordre de grandeur que celui dérivé des populations de mineurs.

Jusqu'en 1995, les études montraient une faible association non significative ou une absence d'association entre l'exposition au radon résidentiel et l'incidence de cancer du poumon. En 1998, les membres du BEIR VI estimaient que les études épidémiologiques faites pour mettre en relation l'exposition au radon dans les domiciles et la survenue du cancer du poumon ne donnaient pas de réponse définitive parce que le risque est faible aux expositions basses rencontrées dans la plupart des résidences et parce qu'il est difficile d'estimer les expositions au radon pour la vie entière. De plus, ils affirmaient qu'un nombre beaucoup plus important de cancer du poumon était causé par le tabac que par le radon compliquant ainsi la démonstration. Néanmoins, les membres du comité, sur la base des mécanismes génotoxiques causés par les particules *alpha* et sur les évidences épidémiologiques recueillies chez les mineurs, concluaient que le radon dans les résidences devait être considéré comme une cause de cancer du poumon pour la population générale qui peut être réduite (NRC, 1998).

Depuis 1998, les études qui se sont penchées sur l'association du radon au cancer du poumon à des doses telles que rencontrées dans les résidences ont montré une association de plus en plus solide. Cependant, il existe des incertitudes quant à l'ampleur de celle-ci, notamment chez les non-fumeurs (Neuberger et Gesell, 2002) et sa modification par différents facteurs, en particulier le tabagisme passif.

4 CONCENTRATIONS MESURÉES AU QUÉBEC ET DANS DIVERS PAYS

4.1 CONCENTRATIONS DE RADON MESURÉES DANS LES RÉSIDENCES QUÉBÉCOISES

Au cours des années, plusieurs séries de mesures visant à évaluer les concentrations de radon dans les résidences québécoises ont été réalisées par des organismes gouvernementaux. Les premières mesures ont été prises au début des années 1980 par le ministère de l'Environnement dans des zones qui étaient considérées, sur la base de critères géologiques et radiométriques, comme propices à l'enregistrement de valeurs élevées dans les résidences (Carrière, 1983; Carrière et Légaré, 1987).

La Commission géologique du Canada a également effectué plusieurs mesures dans deux municipalités dans le cadre d'une étude qui visait à vérifier si des données publiées sur les concentrations d'équivalent uranium au sol (eU) établies par levés aériens des rayons *gamma* pouvaient être utilisées pour identifier les zones propices à la mesure de concentrations élevées de radon dans les résidences (Doyle *et al.*, 1990). Ces études ont permis d'identifier des secteurs où des concentrations relativement élevées en radon pouvaient être mesurées, mais les données étaient trop fragmentaires pour pouvoir juger de l'ampleur du problème à l'échelle de la province. Aussi, afin de combler cette lacune, une étude visant à définir l'exposition résidentielle au radon dans la province de Québec a été réalisée en 1992-93. Cette étude visait également à identifier les facteurs (formations géologiques, types d'habitation) les plus déterminants quant à la contamination des domiciles par le radon (Lévesque *et al.*, 1995).

Des investigations complémentaires ont par la suite été réalisées par la Direction de santé publique des Laurentides dans les secteurs de la paroisse d'Oka en 1995 et 1996 et de Saint-André d'Argenteuil en 1998 (Savard *et al.*, 1998; Savard *et al.*, 1999a; b), par la Direction de santé publique de la Montérégie en 2000 dans le secteur du Mont Saint-Hilaire ainsi que par la Direction de santé publique de la Côte-Nord en 2004 dans le secteur de Baie-Johan-Beetz (Gratton *et al.*, 2004). Les résultats de ces différentes études sont résumés dans les sections qui suivent. Une synthèse non exhaustive des principales enquêtes réalisées ailleurs dans le monde est également présentée afin de fournir au lecteur des éléments de comparaison pertinents.

4.1.1 Études réalisées par le ministère de l'Environnement

Lors d'une première étude réalisée en 1981, le ministère de l'Environnement a mesuré les concentrations de radon dans 17 résidences réparties dans les municipalités de Shawville, Otter Lake, Fort-Coulonge, Cambell's Bay et Grand Calumet (Carrière, 1983). Les mesures avaient alors été prises à l'aide de dosimètres *alpha-track* sur une période variant entre neuf mois (pour le sous-sol) et un an (pour le rez-de-chaussée). Les résultats détaillés sont présentés au tableau 2. Sur la base de ces résultats, le ministère avait conclu que le risque de surexposition au radon était faible dans ces municipalités et qu'il n'y avait pas lieu de poursuivre le programme d'évaluation des concentrations de radon.

Tableau 2 Concentrations de radon (Bq/m³) mesurées dans 17 résidences de cinq municipalités de la MRC de Pontiac en 1981

	Sous-sol		Rez-de-chaussée	
	Étendue des concentrations	Nombre de maisons analysées	Étendue des concentrations	Nombre de maisons analysées
Shawville ^a	81-177	3	30-82	5
Otter Lake	51-105	2	46	1
Fort-Coulonge	33-134	5	10-33	6
Campbell's Bay	28-64	2	16-58	3
Grand Calumet	55	1	24	1

^a Une mesure prise dans un sous-sol à Shawville (855 Bq/m³) a été omise pour le calcul de la moyenne parce que ce sous-sol était en fait un trou inhabitable de huit pieds, creusé dans la terre sous la cuisine. Ce trou servait de chambre froide.

Source : Carrière (1983)

D'autres mesures ont toutefois été prises dans les municipalités de Shawville, Saint-Honoré, Mont-Laurier et Oka entre 1981 et 1985 par le même ministère. L'échantillonnage s'est alors échelonné sur des périodes de six mois à un an généralement au sous-sol, mais également au rez-de-chaussée des maisons. À Mont-Laurier et Saint-Honoré, deux séries de prélèvements ont été réalisées à l'aide de moniteurs de type *alpha-track*. Lors des deuxièmes séries de mesures, un nombre plus important de maisons a été échantillonné dans les secteurs où les plus fortes concentrations avaient été mesurées lors de la première campagne. À Oka, les mesures avaient été prises dans des résidences provenant de trois secteurs qui avaient été classées, à partir des connaissances de la géologie locale, suivant la probabilité de mesurer des concentrations élevées de radon.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude sont résumés au tableau 3. La moyenne géométrique des valeurs mesurées au sous-sol à Oka dans le secteur considéré comme le plus à risque (secteur 1) excédait la limite de référence canadienne de 800 Bq/m³. Ailleurs, les teneurs en radon mesurées dans les habitations étaient beaucoup plus basses quoique plus élevées que dans la plupart des municipalités du Québec (voir plus loin dans le texte).

Tableau 3 Concentrations de radon (Bq/m³) mesurées dans les résidences de Mont-Laurier, Shawville, Saint-Honoré et Oka entre 1981 et 1985

	Sous-sol		Rez-de-chaussée	
	Moyennes géométriques	Nombre de maisons analysées	Moyennes géométriques	Nombre de maisons analysées
Oka-secteur 1	1 567	18	327	18
Oka-secteur 2	75	40	34	40
Oka-secteur 3	103	3	54	3
Mont-Laurier-Phase 1	76	21	-	-
Mont-Laurier-Phase 2	83	25	-	-
Shawville	69	13	27	16
St-Honoré-Phase 1	24	13	14	7
St-Honoré-Phase 2	53	20	26	20

Source : Carrière et Légaré (1987)

4.1.2 Étude de la Commission géologique du Canada

La Commission géologique du Canada a également effectué plusieurs mesures dans les résidences de Maniwaki. Ces mesures avaient été prises afin de vérifier si des données radiométriques établies par levés aériens pouvaient être utilisées pour identifier les zones propices à la présence de concentrations élevées de radon dans les résidences (Doyle *et al.*, 1990). Un levé aérien détaillé avait été utilisé pour subdiviser Maniwaki en fonction de la probabilité de retrouver des concentrations élevées de radon. Des mesures de radon ont ainsi été prises dans deux zones de la municipalité de Maniwaki et dans la municipalité de Sainte-Agathe qui était considérée dans le cadre de l'étude comme une ville contrôle. Dans les habitations, les concentrations de radon avaient été mesurées sur une période de cinq mois (de janvier à mai) dans chacune des collectivités à l'aide de dosimètres de type *alpha-track*.

À Maniwaki, les moyennes géométriques hivernales mesurées dans les soubassements et les rez-de-chaussée étaient de 91 et 43 Bq/m³ dans le secteur uranifère (n = 35) et de 43 et 31 Bq/m³ pour la zone non propice (voir le tableau 4); dans le quartier jugé à risque, deux habitations avaient des niveaux plus élevés que 800 Bq/m³ en hiver. Dans la zone moins propice à la mesure de concentrations élevées, la plus forte valeur obtenue était de 708 Bq/m³. À Sainte-Agathe, les valeurs moyennes obtenues dans les sous-sols et les rez-de-chaussée étaient respectivement de 19 et 10 Bq/m³ tandis que la valeur la plus élevée était de 116 Bq/m³ (au sous-sol). Selon les auteurs de l'étude, les concentrations mesurées dans les maisons peuvent être en partie prédites par les données radiométriques.

Tableau 4 Concentrations de radon (Bq/m³) mesurées dans les résidences de Maniwaki et de Saint-Agathe en 1988

	Sous-sol		Rez-de-chaussée	
	Moyennes géométriques	Nombre de maisons analysées	Moyennes géométriques	Nombre de maisons analysées
Maniwaki - zone uranifère	91	20	43	35
Maniwaki - zone non propice	43	70	31	70
Sainte-Agathe	19	69	10	70

Source : Doyle *et al.* (1990)

4.1.3 Étude panquébécoise

Dans le cadre d'une étude provinciale, dont la collecte des données a été réalisée en 1992-1993, les concentrations de radon ont été mesurées dans près de 900 résidences réparties à travers le Québec. Les municipalités de la paroisse d'Oka, de Mont-Laurier, de St-Honoré, de Shawville et de Maniwaki ont toutefois été exclues de l'évaluation parce que ces collectivités avaient déjà fait l'objet d'études beaucoup plus complètes (Lévesque *et al.*, 1995). Les résidences échantillonnées étaient réparties en deux zones selon la probabilité théorique de mesurer des concentrations élevées de radon. Ces zones avaient été au préalable définies à partir de différents indicateurs¹. Dans la zone jugée à risque, 420 habitations ont été échantillonnées. Dans l'autre zone, le nombre d'habitations échantillonnées

¹ Les territoires les plus susceptibles d'être contaminés par le radon ont été déterminés à partir des critères suivants : la présence d'un district radioactif potentiel basé sur l'avis de géologues d'expérience, de concentrations en uranium (réelles ou extrapolées) supérieures à 4 ppm eU (équivalent uranium) dans les sédiments des lacs et des ruisseaux, de concentrations équivalentes en uranium supérieures à 2 ppm eU par relevés radiométriques, de gîtes uranifères, de concentrations en uranium supérieures à 20 µg/L dans l'eau souterraine et finalement, de formations géologiques propices.

était de 474. Au total, l'échantillon était constitué de 85,6 % de maisons unifamiliales, de 8,8 % de duplex, de 2,9 % d'appartements et de 2,7 % de maisons en rangée. Les mesures ont été prises sur deux périodes de six mois (été et hiver) à l'aide de détecteur *alpha-track*. Les résultats ont ensuite été intégrés afin d'obtenir une concentration moyenne annuelle.

Les moyennes géométriques annuelles des concentrations mesurées étaient de 34,6 Bq/m³ (n = 781) dans les soubassements et de 18,0 Bq/m³ (n = 616) au rez-de-chaussée (toutes zones confondues). Les concentrations mesurées dans les maisons situées dans la zone à risque (soubassement : moyenne géométrique annuelle = 34,9 Bq/m³; rez-de-chaussée : moyenne géométrique annuelle = 19,8 Bq/m³) et les maisons localisées dans la zone non à risque (soubassement : moyenne géométrique annuelle = 34,4 Bq/m³; rez-de-chaussée : moyenne géométrique annuelle = 16,5 Bq/m³) étaient, par ailleurs, à toutes fins pratiques les mêmes. Les indicateurs utilisés pour classer les zones à risque ont donc été réexaminés et subséquemment validés à l'aide de tests statistiques. Suite à cet exercice, quatre indices ont été conservés pour définir les zones à risque, soit la présence : de districts radioactifs, de concentrations supérieures à 2 ppm eU (équivalent uranium) par relevés radiométriques, de formations géologiques propices et surtout, de concentrations en uranium supérieures à 4 ppm eU dans les sédiments de lacs et de ruisseaux. Sur la base de ces critères, des cartes géologiques à large échelle ont été tracées.

Selon les auteurs du rapport, les endroits potentiellement plus à risque seraient situés dans des zones relativement peu peuplées (moins de 1 % de la population québécoise). Dans les domiciles des agglomérations localisées dans les zones à risque reclassifiées, les concentrations moyennes annuelles de radon étaient de 79,1 Bq/m³ au sous-sol et de 45,5 q/m³ au rez-de-chaussée. Ces valeurs se comparent de façon grossière aux résultats obtenus dans le cadre des études citées précédemment ainsi qu'aux valeurs mesurées dans plusieurs pays (voir plus loin dans le texte).

4.1.4 Investigations régionales

Oka

Une intervention de santé publique a été réalisée dans le secteur d'Oka-paroisse en 1995 et 1996 par la Direction de santé publique (DSP) des Laurentides (Savard *et al.*, 1998) avec des mesures complémentaires en 1999 (Savard *et al.*, 1999a) et 2002 (DSP des Laurentides, données non publiées). L'intervention de la DSP à Oka avait été déclenchée à la suite d'une demande du ministère de l'Environnement et en réponse aux demandes d'information de citoyens du Mont-Saint-Pierre Sud qui avaient en leur possession des résultats d'analyses de radon qui démontraient que des valeurs élevées pouvaient être mesurées dans ce secteur. La DSP des Laurentides avait donc décidé d'intervenir pour informer la population du secteur et pour circonscrire l'étendue de l'exposition. Dans le cadre de l'intervention, des analyses de dépistage ont été offertes aux résidents situés dans la zone dite à risque de même qu'à ceux situés dans une zone tampon d'un kilomètre autour de la zone à risque. Cette zone correspondait à une formation géologique de carbonatite d'environ deux par six kilomètres, riche en radioéléments et en uranium. Dans le contexte d'une intervention de santé publique et à la différence de ce qui aurait été retenu pour une étude de caractérisation, les auteurs ont décidé de mesurer pendant un mois d'hiver au niveau habité le plus bas de la maison, que ce soit le sous-sol ou le rez-de-chaussée.

Au total, l'intervention de la DSP a permis d'obtenir des résultats pour 241 maisons réparties dans trois secteurs en fonction du risque de présenter des concentrations élevées de radon (la zone 1 étant la plus propice). Les mesures ont été prises entre les mois de décembre et mars à l'aide de dosimètres électrostatiques de type Eperm² placés pendant une période d'un mois au niveau le plus bas couramment habité de la maison. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 5.

Dans la zone 1 (zone la plus susceptible de présenter des concentrations élevées de radon), la moyenne géométrique était de 490 Bq/m³. Dans les secteurs 2 et 3, les moyennes géométriques étaient respectivement de 285 et 131 Bq/m³. Quarante pour cent des maisons de la zone 1 présentaient des concentrations supérieures à 800 Bq/m³. On a retrouvé des concentrations supérieures à 800 Bq/m³ dans 19 % des maisons de la zone 2 et dans 4 % des maisons de la zone 3. En dehors de ces zones, aucune maison présentant des concentrations supérieures à 800 Bq/m³ n'a été identifiée.

Tableau 5 Concentrations de radon (Bq/m³) mesurées dans les résidences d'Oka entre 1996 et 2002

	Moyenne géométrique	Étendue	Nombre de maisons analysées/ Nombre de maisons
Zone 1	490	18 - 10 500	90/113
Zone 2	285	37 - 9 626	79/99
Zone 3	131	33 - 3 190	48/152
Hors des zones prédéfinies	126	40 - 650	24/nd

Source : Savard *et al.*, 1998; Savard *et al.*, 1999a; DSP des Laurentides, données non publiées.

Selon les données disponibles, on estime qu'environ 85 à 90 maisons dans le secteur d'Oka pourraient présenter des concentrations en radon supérieures à 800 Bq/m³, 70 à 75 pourraient présenter des concentrations supérieures à 1 000 Bq/m³ et plus d'une dizaine d'habitations des concentrations supérieures à 3 000 Bq/m³.

Saint-André d'Argenteuil

On retrouve dans la municipalité de la paroisse de Saint-André-d'Argenteuil une formation géologique relativement rare et riche en uranium située dans les collines de Saint-André-Est³. Cette formation est similaire à celle retrouvée à Oka et est donc propice aux émanations de radon. Elle est toutefois beaucoup plus restreinte (7,4 km²) qu'à Oka. Aussi, à la lumière des résultats obtenus à Oka, la DSP des Laurentides a décidé de poursuivre les démarches visant à mieux circonscrire le risque de surexposition au radon pour ce secteur de Saint-André-d'Argenteuil. Elle a donc entrepris en 1998 une étude visant à identifier les résidences susceptibles de présenter des concentrations élevées en radon (Savard *et al.*, 1999b, DSP des Laurentides, données non publiées).

² Le détecteur *E-Perm* (ou chambres d'ionisation avec électret) est constitué d'une cartouche de plastique qui renferme un disque (électret) doté d'une charge électrostatique. Ce type de détecteur fournit des mesures directes, à la maison, ou peut être envoyé à un laboratoire pour fins d'analyse. Le détecteur *alpha* (de type passif), qui contient une mince pellicule insérée dans un contenant muni d'un couvercle avec filtre, intègre les concentrations sur une période de plusieurs mois à un an. Il doit être expédié à un laboratoire pour fins d'analyse (SCHL, 1997).

³ La plus grande partie des collines de Saint-André-Est se retrouvent sur le territoire de la municipalité de Saint-André-d'Argenteuil et non sur celui de Saint-André-Est, ce qui peut porter à confusion.

À Saint-André, 19 maisons étaient exposées à des niveaux radiométriques excédant 2 ppm eU (équivalent uranium) comparativement à plus de 90 à Oka. Les propriétaires des 95 maisons situées sur la formation géologique considérée à risque de même que sept autres situées à proximité de la zone à risque se sont fait offrir une analyse gratuite de la concentration de radon dans l'air intérieur. Les mesures devaient être prises à l'aide de dosimètres électrostatiques de type *Eperm* placés pendant une période d'un mois en hiver (entre octobre et avril) au niveau le plus bas couramment habité de la maison. Trente-neuf propriétaires se sont prévalus de ce programme. La moyenne géométrique des concentrations mesurées était de 251 Bq/m³ (étendue de 61 à 2 737 Bq/m³). Dans quatre résidences, les concentrations excédaient la ligne directrice canadienne de 800 Bq/m³ et dans 25 résidences, les concentrations mesurées se situaient entre 150 et 800 Bq/m³.

Mont Saint-Hilaire

En avril 2001, la DSP de la Montérégie a effectué des mesures dans une quarantaine de maisons du Mont Saint-Hilaire (DSP de la Montérégie, données non publiées). Des mesures ont été prises sur de courtes périodes (sept jours) en avril à l'aide de détecteurs de type *Eperm*. Les détecteurs ont été installés au sous-sol et les résidents ont été avisés de respecter certaines consignes afin de limiter les échanges d'air avec l'extérieur. La moyenne géométrique des concentrations mesurées dans les 40 résidences était de 69 Bq/m³ (étendue de 20 à 951 Bq/m³). Une concentration en radon supérieure à 800 Bq/m³ a été mesurée dans une seule maison (2,5 %). Dans 20 % (n = 8) des maisons, la concentration mesurée se situait entre 150 Bq/m³ et 800 Bq/m³ tandis que les concentrations étaient inférieures à 150 Bq/m³ dans 77 % des maisons (n = 31).

Un test de confirmation de longue durée (> 3 mois) a ensuite été proposé à tous ceux qui avaient un résultat supérieur à 150 Bq/m³ (9 maisons) et à deux résidents qui avaient des résultats près de 150 Bq/m³. Les mesures ont été effectuées entre les mois de janvier et mars à l'aide de détecteurs de type *Eperm*. Les résultats obtenus suite à ce deuxième échantillonnage étaient en moyenne plus élevés que ceux obtenus suite à l'échantillonnage obtenu au printemps précédent (1,4 fois plus élevés). Toutefois, une seule résidence présentait une concentration en radon (au sous-sol) supérieure à 800 Bq/m³ (1 432 Bq/m³).

Baie-Johan-Beetz

Les formations géologiques du secteur de Baie-Johan-Beetz ont été désignées comme propices à émettre du radon par le ministère des Ressources naturelles du Québec. En février 2004, à la suite de cette désignation, la Direction de santé publique de la Côte-Nord a offert un dépistage gratuit aux 44 propriétaires de maison de cette municipalité. Des mesures ont été prises sur de courtes périodes (sept jours) à l'aide de détecteurs de type *Eperm* dans la résidence de 17 participants et dans trois lieux publics. Les résidents ont été avisés d'installer le détecteur dans la pièce habitée la plus basse de la maison. Les moyennes arithmétiques des concentrations mesurées dans ces 20 bâtiments étaient de 95 Bq/m³ au rez-de-chaussée (étendue de 49 à 229 Bq/m³) et de 351 Bq/m³ au sous-sol (étendue de 49 à 1 432 Bq/m³). Une concentration en radon supérieure à 800 Bq/m³ a été mesurée dans une seule maison (5 %). Dans 30 % des cas (n = 6), la concentration mesurée se situait entre 150 Bq/m³ et 800 Bq/m³. Il a été suggéré à tous ceux qui avaient un résultat supérieur à 150 Bq/m³ de procéder à des tests de confirmation de longue durée (> 3 mois) (Gratton *et al.*, 2004).

4.2 APERÇU DES CONCENTRATIONS OBSERVÉES DANS DIVERS PAYS

Allemagne

En Allemagne, 6 000 mesures ont été faites à l'aide de moniteurs passifs de type *alpha-track* placés pour des périodes de trois mois dans la salle de séjour d'autant de résidences de divers types (unifamiliales, appartements, duplex, etc.) choisies de façon aléatoire. Les médianes documentées dans les soubassements et les rez-de-chaussée étaient respectivement de 52 et 43 Bq/m³ (Schmier et Wicke, 1985).

Australie

Dans une étude australienne, Langroo *et al.* (1991) ont échantillonné la salle de séjour de 1 400 domiciles de tous types (sélectionnés au hasard) pour une période d'un an à l'aide de moniteurs de type *alpha-track*. La moyenne géométrique calculée pour l'ensemble de l'échantillon était seulement de 7,9 Bq/m³. Même si ce résultat reflète des valeurs mesurées au rez-de-chaussée ou à des niveaux supérieurs, les concentrations documentées sur le continent australien sont très basses.

Belgique

Des chercheurs belges ont mesuré les concentrations de radon dans 79 maisons unifamiliales et six appartements sélectionnés au hasard pour des périodes d'un an. Les échantillons ont été pris au rez-de-chaussée ou à des niveaux plus élevés à l'aide de moniteurs passifs *alpha-track*. La moyenne géométrique mesurée a été de 41 Bq/m³ (Poffijn *et al.*, 1985).

Danemark

Une étude danoise a documenté, suite à des mesures faites à l'aide de moniteurs *alpha-track* placés durant 6 mois (la moitié en hiver et l'autre moitié en été) dans 348 maisons choisies de façon aléatoire, des moyennes géométriques de 56 Bq/m³ et 44 Bq/m³ pour les salles de séjour et les chambres à coucher principales (Ulbak *et al.*, 1988). Bien que non spécifié, les pièces concernées par cette étude laissent supposer que les mesures ont été réalisées au rez-de-chaussée ou aux étages supérieurs.

États-Unis

Perritt *et al.* (1990) ont réalisé une enquête dans plus de 2 000 maisons unifamiliales choisies au hasard dans l'état de New-York. Les échantillons ont été pris à l'aide de moniteurs de type *alpha-track* placés pendant des périodes allant de deux mois à un an dans les principales pièces habitables des résidences. Les moyennes géométriques pour l'ensemble de l'état étaient de 58,8 Bq/m³ au soubassement, et 26,0 Bq/m³ au rez-de-chaussée.

La *National Residential Radon Survey*, réalisée sur un échantillon aléatoire de 5 694 unités de logement de tous types répartis à la grandeur des États-Unis à l'aide de mesures faites avec des moniteurs de type *alpha-track* sur une période d'un an, a généré des moyennes géométriques pour les maisons unifamiliales de 76,2 Bq/m³ (n = 2716) et de 28,5 Bq/m³ (n = 4350) respectivement pour les soubassements et pour les rez-de-chaussée (Marcinowski *et al.*, 1994).

En Californie, Liu *et al.*, (1991) ont mesuré les concentrations de radon dans 310 résidences choisies de façon aléatoire à l'aide de moniteurs *alpha-track* placés dans les chambres à coucher principales et la salle de séjour pendant une période d'un an. Les moyennes géométriques des concentrations mesurées pour l'ensemble des habitations étaient de 31 Bq/m³.

France

En France des mesures ont été prises à l'aide de moniteurs de type *alpha-track* placés pendant une période d'environ deux mois dans 12 641 résidences. Les dosimètres étaient placés pour la plupart dans la salle de séjour, dans la cuisine ou dans la chambre principale. Moins de 1 % des dosimètres ont été placés dans le sous-sol de la résidence. La moyenne géométrique des concentrations de radon mesurées était de 54 Bq/m³ (IRSN, 2000).

Irlande

En Irlande, des détecteurs passifs de type *alpha-track* placés dans la salle de séjour ou dans la chambre principale pendant une période de six mois en hiver ont été utilisés pour mesurer les concentrations de radon dans environ 1 036 maisons représentatives de l'ensemble du parc immobilier du pays. La concentration médiane était de 31 Bq/m³ (McLaughlin et Vasiolek, 1988).

Italie

En Italie, Bochicchio *et al.* (1996) ont mesuré les concentrations de radon sur deux périodes consécutives de six mois dans quelques 4 866 résidences réparties à travers le pays. Les mesures étaient prises à l'aide de moniteurs passifs de type *alpha-track* placés dans la chambre à coucher principale de la résidence. Vingt-deux pour cent des mesures ont été prélevées au rez-de-chaussée contre seulement 0,6 % au sous-sol. Le reste des mesures a été pris aux étages supérieurs. Les concentrations moyennes (géométriques) étaient de 57 Bq/m³.

Norvège

En Norvège, Strand *et al.* (1992) ont pris des mesures dans 7 500 résidences sélectionnées au hasard à travers le pays. Les mesures ont été prises à l'aide d'un dosimètre de type *alpha-track* qui était placé pendant une période de six mois (hiver comme été) dans la chambre à coucher principale. Cinquante-trois pour cent des mesures ont été prises dans des maisons unifamiliales. La moyenne géométrique des concentrations mesurées était de 26 Bq/m³. Les auteurs de l'étude estiment que compte tenu qu'un fort pourcentage des mesures ont été prises au premier étage de la résidence et que bon nombre des mesures ont été prélevées pendant la période estivale, les valeurs obtenues sous-estiment vraisemblablement l'exposition réelle de la population.

Portugal

Faisca *et al.* (1992) ont mesuré les concentrations de radon dans 4 200 résidences au Portugal à l'aide de détecteurs *alpha-track*, probablement placés au rez-de-chaussée, pendant des périodes variant entre un et trois mois. Les mesures ont été prises à diverses périodes de l'année. La moyenne géométrique des concentrations mesurées était de 37 Bq/m³.

Royaume-Uni

Au Royaume-Uni, des moniteurs placés sur une base annuelle dans la salle de séjour et la chambre à coucher principale de 2 093 habitations de tous types choisies de façon aléatoire ont généré une moyenne géométrique de 14,9 Bq/m³. De l'ensemble des échantillons, seulement cinq documentaient des concentrations provenant de soubassements, les autres étaient recueillis au rez-de-chaussée ou à des étages supérieurs (Gunby *et al.*, 1993).

Suède

En Suède, une étude réalisée dans 516 habitations sélectionnées au hasard dans le tiers des municipalités du pays sur des périodes de deux semaines à l'aide de moniteurs passifs placés dans la salle de séjour et la chambre à coucher principale a montré des moyennes géométriques respectivement de 69 Bq/m³ (n = 315) et 53 Bq/m³ (n = 191) pour les maisons unifamiliales et les appartements (Swedjemark et Mjones, 1984).

Suisse

En Suisse, Crameri *et al.* (1989) ont procédé à une enquête aléatoire dans 400 maisons unifamiliales réparties dans 5 régions. Les échantillons ont été pris durant quatre mois (une moitié en été et l'autre moitié en hiver) à raison d'un moniteur *alpha-track* par étage. Les moyennes géométriques mesurées au soubassement, au rez-de-chaussée, et au 1^{er} étage ont été respectivement de 234, 103 et 79 Bq/m³.

4.3 DISCUSSION

Bien que les méthodologies utilisées dans ces différentes études puissent différer (durée de l'étude, période de l'année, type d'habitation, étage considéré), les résultats de ces enquêtes peuvent être utilisés pour fins de comparaison avec les données québécoises. Ainsi, lorsque l'on compare les concentrations mesurées lors de ces différentes enquêtes réalisées à travers le monde avec les données recueillies au Québec, la population québécoise semble en moyenne relativement peu exposée aux émanations de radon dans les résidences. Certains secteurs sont toutefois susceptibles de présenter des concentrations nettement plus élevées que la moyenne québécoise. Toutefois, mis à part le secteur d'Oka, et dans une moindre mesure celui de Saint-André-d'Argenteuil, où on retrouve une formation géologique particulièrement propice à la mesure de concentrations élevées de radon, les teneurs mesurées dans les zones à risque demeurent relativement faibles et se comparent aux valeurs moyennes mesurées dans plusieurs pays. Cependant, même si les concentrations moyennes de radon dans les résidences québécoises sont faibles, il est possible de mesurer des concentrations relativement élevées dans un certain nombre de maisons et ce, même dans des secteurs qui ne sont pas considérés comme des zones à risque. On peut en effet estimer, à partir de l'information disponible sur le parc immobilier québécois en 1991 (soit un total d'environ 1 470 000 habitations en excluant les logements) et des résultats des concentrations de radon mesurées dans l'étude de Lévesque *et al.* (1995)⁴, à environ 3 231 (IC95 % : 147-18 065) le nombre de maisons dans la province dans lesquelles on pourrait mesurer des concentrations en radon supérieures à 800 Bq/m³ au rez-de-chaussée. Des

⁴ Le calcul est basé sur la distribution des concentrations mesurées au rez-de-chaussée. Lorsque aucune mesure n'avait été prise au rez-de-chaussée, on utilisait comme concentration la mesure prise au sous-sol divisé par 1,7, soit le ratio des concentrations mesurées aux sous-sol sur les concentrations mesurées au rez-de-chaussée pour l'ensemble des habitations incluses dans l'étude.

nombre approximatifs de 19 680 (IC95% : 3 966-35 249) résidences pourraient présenter des teneurs supérieures à 200 Bq/m³ au rez-de-chaussée et 35 984 (IC95 % : 18065-63742) des concentrations supérieures à 150 Bq/m³.

5 VALEURS DE RÉFÉRENCE

5.1 VALEURS DE RÉFÉRENCE ADOPTÉES PAR DIVERS PAYS

5.1.1 Valeurs de référence dans les habitations

L'établissement d'une valeur de référence⁵ est une étape essentielle à toute stratégie d'intervention et la plupart des pays ont défini une ou plusieurs valeurs de référence pour le radon résidentiel, qui servent en quelque sorte, de balises pour les interventions. Les valeurs de référence sont généralement exprimées en radon gaz, soit en Becquerel par volume d'air, soit, pour les États-unis uniquement, en picocuries par litre (Åkerblom, 1999). Le tableau 6 présente les concentrations de référence proposées dans différents pays.

Dans certains pays, des valeurs de référence différentes ont été proposées pour le parc immobilier existant et pour les futures habitations. Ces deux volets sont traités séparément dans les sections qui suivent. Il faut noter, par ailleurs, que les concentrations de référence retenues dans les différents pays s'appliquent généralement à tous les types d'habitation qu'ils s'agissent de logements loués, de propriétés gouvernementales, privées ou encore de coopératives d'habitation. Le Luxembourg fait toutefois exception à cette règle puisque la concentration de référence ne s'applique qu'aux propriétés privées (Åkerblom, 1999).

Habitations existantes

À la lecture du tableau 6, on peut noter une grande disparité dans les valeurs proposées. Toutefois lorsque l'on examine la signification réelle des valeurs, on constate qu'elles se situent en fait dans un intervalle relativement restreint puisque les valeurs élevées n'ont pas la même signification que les valeurs les plus basses. En effet, les valeurs les plus hautes délimitent généralement la frontière entre un niveau de risque acceptable et inacceptable. Lorsque les concentrations excèdent ce niveau, il est généralement recommandé d'appliquer rapidement des mesures correctives quels que soient les coûts associés à la mise en place de ces mesures. Dans certains cas, lorsque les concentrations de radon excèdent ces valeurs, l'insalubrité des logements peut être déclarée (Suède, République tchèque) ou des procédures d'injonction peuvent être déclenchées (Suisse) pour forcer les propriétaires à apporter des mesures correctives nécessaires. Les valeurs qui peuvent être classées dans cette catégorie varient entre 400 Bq/m³ (Suède) et 1 500 Bq/m³ (République tchèque), mais la plupart se situent entre 740 Bq/m³ (États-Unis) et 1 000 Bq/m³ (Allemagne, Suisse, France, Belgique).

Dans tous les pays sauf le Canada, lorsqu'une valeur exprimant la notion de risque inacceptable est définie, elle est toujours accompagnée d'une seconde valeur qui est moins élevée (la République tchèque a défini quatre valeurs). Cette valeur correspond souvent à un niveau plancher (niveau au-dessous duquel il n'est plus nécessaire d'agir) ou à un objectif à atteindre. Les autorités conseillent généralement d'agir par le biais de mesures simples et peu coûteuses pour réduire les concentrations de radon lorsque les teneurs excèdent ce niveau plancher. Ainsi, en Allemagne, lorsque la concentration excède 250 Bq/m³, il est conseillé de mettre en place des mesures correctives si elles

⁵ La terminologie peut varier d'un pays à l'autre mais pour les fins de la présente étude les termes valeur de référence ou concentration de référence sont utilisés. Ils peuvent être considérés ici comme des synonymes.

sont simples à réaliser (ex. : ventilation accrue) alors que lorsque les concentrations excèdent $1\ 000\ \text{Bq/m}^3$, il est recommandé de réaliser des travaux correctifs quelle que soit la difficulté de réalisation (Kendall, 1995 cité par Massuelle, 1998). De la même façon, en France, le Conseil supérieur d'hygiène publique considère que lorsque la concentration est inférieure à $400\ \text{Bq/m}^3$, l'exposition est acceptable et aucune intervention n'est recommandée. Lorsque la concentration excède le seuil d'alerte de $1\ 000\ \text{Bq/m}^3$, des actions doivent être envisagées dans un délai relativement court. Enfin, lorsque les concentrations se situent entre 400 et $1\ 000\ \text{Bq/m}^3$ (plage d'investigation), il est considéré comme souhaitable de proposer la mise en place d'actions correctives (DGS/DGUHC, 1999). De la même façon, les autorités fédérales belges recommandent d'agir rapidement et d'aérer en permanence les pièces occupées en attendant l'exécution des travaux nécessaires lorsque les concentrations excèdent $1\ 000\ \text{Bq/m}^3$. Lorsque les teneurs se situent entre 400 et $1\ 000\ \text{Bq/m}^3$, il est recommandé de prendre des mesures simples pour réduire les concentrations (ventilation accrue surtout des caves et des vides sanitaires, colmatage des voies d'entrée possibles) et de faire exécuter une étude détaillée du problème et un dépistage dans l'ensemble des pièces. Lorsque la concentration est inférieure à $400\ \text{Bq/m}^3$, on considère que les actions pour réduire l'exposition au radon ne sont ni impératives ni urgentes (Anonyme, 2002).

Plusieurs pays n'ont défini qu'une seule concentration de référence pour les habitations existantes. Cette valeur marque généralement la frontière entre les niveaux jugés acceptables et ceux à partir desquels il est recommandé d'agir (la valeur canadienne se démarque ici du fait qu'elle correspond davantage à une valeur plafond qu'à une valeur plancher). Au Royaume-Uni, le *National Radiological Protection Board* (NRPB) précise toutefois que le niveau de référence ne constitue pas une démarcation entre un risque inacceptable et un risque tout à fait acceptable et qu'il est envisageable d'agir en-dessous. Dans les faits cependant, aucune action n'est généralement prise lorsque les concentrations sont inférieures à la valeur de référence.

Dans la majorité des cas, les concentrations de référence définies pour les habitations n'ont pas force légale. Elles correspondent plutôt à des valeurs guide. En fait, quelques pays seulement auraient inclus dans une réglementation les teneurs de radon maximales permises dans les habitations. Ces pays sont la Suède, la Suisse, le Belarus, la Latvie, la Lituanie, la Russie, la Slovaquie, la Yougoslavie et Israël. Il faut toutefois être prudent dans l'interprétation de ces informations car malgré cette apparente rigueur, les sanctions prévues ne sont pas nécessairement appliquées de façon systématique. Par exemple, même si la Suède a fixé par une réglementation la limite supérieure des valeurs de référence et qu'un système de sanctions est prévu en cas de dépassement de cette valeur (déclaration d'insalubrité), il semblerait que celui-ci soit rarement appliqué. Par ailleurs, les documents permettant de comprendre la signification de ces valeurs sont difficilement accessibles et il n'est donc pas facile d'en comprendre la portée réelle (Massuelle, 1998).

Tableau 6 Valeurs de référence dans les habitations existantes et futures, selon le pays^a

Pays	Valeurs de référence (Bq/m ³) ^b	
	Habitations existantes	Futures habitations
Albanie	-	-
Allemagne	250-1000	250
Australie	200	-
Autriche	400	200
Belarus	200-400	200
Belgique	400-1000	-
Canada	800	-
Croatie	-	-
Danemark	200-400	200
Estonie	400	200
États-Unis ^d	150	150
Finlande	400	200
France	400-1000	200
Grèce	400	200
Hongrie	-	-
Irlande	200	200
Israël	200	200
Latvie	300-600	300
Lituanie	400	200
Luxembourg	150	150
Norvège	200-400	200
Pologne	400	200
République tchèque ^c	500-750-1500-5000	250
Roumanie	-	-
Royaume-Uni	200	200
Russie	200-400	100
Slovaquie ^c	500	250
Slovénie	400	200
Suède	200-400	200
Suisse	400-1000	400-1000
Syrie	200	200
Turquie	-	-
Yougoslavie	200-400	200

^a Les données colligées dans ce tableau ont été tirées en grande partie de Åkerblom, 1999. Les valeurs manquantes ont été tirées de DGS/DGUHC (1999) et de Anonyme (2002).

^b Les chiffres indiqués en gras représentent les valeurs qui ont force légale.

^c Les valeurs sont normalement données en équivalent radon à l'équilibre mais sont présentées dans le tableau en radon gaz. Les valeurs ont été recalculées en considérant un facteur de correction de 0,4 (facteur utilisé dans l'étude de Åkerblom, 1999).

^d Les valeurs américaines sont normalement présentées en picocuries par litre.

Futures habitations

Plusieurs pays ont défini une concentration de référence pour les futures habitations. Les valeurs vont de 150 Bq/m³ (États-Unis) à 1 000 Bq/m³ (Suisse). Si on exclut ces valeurs extrêmes, elles se situent plutôt entre 200 et 400 Bq/m³. Pour des raisons de cohérence ou pour éviter de gérer de multiples niveaux, plusieurs pays ont retenu les valeurs développées pour les habitations existantes comme valeur pour les nouvelles habitations. Ces valeurs sont souvent présentées comme ayant force légale; toutefois, l'observance du niveau fixé ne semble être appliquée dans aucun pays. Les valeurs proposées reflètent donc davantage les objectifs souhaités que de réelles contraintes. Le caractère légal

qui leur est généralement attribué provient du fait que les règles de construction, qui en théorie devraient permettre d'atteindre de tels niveaux, sont souvent incluses dans les codes de construction.

5.1.2 Valeurs de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics

Près de la moitié des pays européens ont défini une valeur de référence pour le radon dans les milieux de travail et dans les bâtiments publics. Dans plusieurs pays, les valeurs de référence ont force légale (ex. : Autriche, Danemark, Finlande, France, Suède, Royaume-Uni, République tchèque, Lituanie, Slovaquie, Slovénie, Suisse). Les valeurs de référence pour les lieux de travail et les bâtiments publics varient dans les différents pays entre 200 et 3 000 Bq/m³. Toutefois, dans la majorité des cas, les concentrations proposées se situent plutôt entre 400 et 1 000 Bq/m³ (Åkerblom, 1999). Un résumé des valeurs retenues dans divers pays est présenté au tableau 7.

Dans la plupart des pays, une valeur unique est utilisée pour définir les niveaux acceptables dans les lieux de travail et les bâtiments ouverts au public. Dans certains cas, des valeurs différentes peuvent être utilisées pour les écoles et les garderies ou pour les lieux où les personnes peuvent être exposées pendant de longues périodes. Par exemple, en Irlande, la valeur proposée pour les écoles (150 Bq/m³) est plus faible que celle retenue pour les autres lieux de travail (200 Bq/m³). En Israël, une valeur de 200 Bq/m³ est utilisée pour les écoles et les garderies et une valeur de 400 Bq/m³ pour les autres lieux de travail. En Suisse, la limite est fixée à 1 000 Bq/m³ dans les écoles, les garderies et les bureaux municipaux. Dans les autres espaces de travail, la limite est fixée à 3 000 Bq/m³. En Autriche, une valeur de 370 Bq/m³ est utilisée pour définir les niveaux acceptables dans les lieux publics où des personnes peuvent être exposées de façon continue (ex. hôpitaux). Dans les autres cas (exposition de l'ordre de 40 heures/semaine), la valeur est de 1 110 Bq/m³. Dans plusieurs pays, des valeurs plus basses sont utilisées dans le cas de nouvelles constructions (Åkerblom, 1999).

Tableau 7 Valeurs de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics, selon le pays^a

Pays	Valeur de référence (Bq/m ³) ^b	
	Anciens bâtiments	Nouveaux bâtiments
Allemagne	3000^d	-
Australie	1000	1000
Autriche	370 /1110	200
Canada	-	800^h
Danemark	400	400
Estonie	1500	1500
États-Unis	150	-
Finlande	400	400
France	400- 1000^c	-
Grèce	400	200
Irlande	150/200 ^e	150/200 ^e
Israël	200-400ⁱ	40-200 ^j
Latvie	1000	300
Lituanie	400	200
Norvège	200-400	200
République tchèque	200- 1000	100- 200
Royaume-Uni	400	400
Russie	310^f	100-310^f
Slovaquie	500-1000	250/1000
Slovénie	400	200
Suède	400	200
Suisse ^c	400- 1000-3000^g	400- 1000-3000^g
Syrie	200	200

^a Toutes les valeurs présentées dans le tableau ont été tirées de Åkerblom (1999).

^b Les chiffres indiqués en gras représentent les valeurs qui ont force légale.

^c Applicable aux écoles et aux bureaux municipaux.

^d Seulement applicable pour certains types de lieux de travail souterrains.

^e La valeur de 150 Bq/m³ s'applique aux écoles; dans tous les autres cas la valeur est de 200 Bq/m³.

^f La valeur de 310 Bq/m³ ne s'applique qu'aux industries tandis que la valeur de 100 Bq/m³ s'applique aux écoles, garderies et bureaux gouvernementaux.

^g La valeur de 1 000 Bq/m³ s'applique aux écoles, garderies et espaces à bureaux. La valeur de 3000 Bq/m³ s'applique aux industries.

^h Ne s'applique que dans le cas d'édifices gouvernementaux.

ⁱ La valeur de 200 Bq/m³ s'applique aux écoles et aux garderies et la valeur de 400 Bq/m³ aux édifices gouvernementaux.

^j La valeur de 40 Bq/m³ s'applique aux écoles et aux garderies et la valeur de 200 Bq/m³ s'applique dans les autres lieux de travail.

5.1.3 Valeurs de référence dans l'eau de consommation

Quelques pays ont déterminé des niveaux de référence applicables à l'eau de consommation. Ces pays sont la République tchèque, la Finlande, la Norvège, la Roumanie, la Russie, la Slovaquie et la Suède. Dans chacun de ces pays, on retrouve plusieurs milliers de puits ayant des concentrations en radon supérieures à 1 000 Bq/m³. En Suède, on estime à plus de 10 000 le nombre de puits dans lesquels on pourrait retrouver des concentrations en radon supérieures à 1 000 Bq/m³ (Åkerblom,1999). Santé Canada n'a pas émis de limite de référence concernant la teneur en radon dans l'eau potable (Santé Canada, 1995) et il n'y a rien de prévu à cet effet dans la réglementation du Québec. D'ailleurs, à notre connaissance, il n'existe aucune donnée publiée concernant les concentrations de radon dans les eaux souterraines au Québec, que la source soit individuelle ou collective, comme dans le cas des puits municipaux.

Les valeurs retenues par les différents pays sont très variables (voir le tableau 8). Faute d'information permettant de connaître l'origine de ces valeurs, il est difficile d'en évaluer la légitimité. Cependant, la limite proposée aux États-Unis repose sur une analyse réalisée par la National Academy of Sciences, estimant que, même si les teneurs aqueuses ne contribuent qu'à une très faible proportion de l'exposition totale dans l'air intérieur, 89 % des cancers dus au radon dans l'eau potable seraient des cancers du poumon. Les autres seraient attribuables à l'irradiation d'organes internes lors de l'ingestion, en particulier l'estomac. La limite proposée a donc été établie en fonction d'un programme de mitigation multimédia destiné à diminuer les concentrations dans l'air intérieur. Si un tel programme existe, on propose une limite à 4 000 pCi/L (150 Bq/L), alors que si ce n'est pas le cas, on suggère 300 pCi/L (11 Bq/L) (Federal Register, 1999).

Tableau 8 Valeurs de référence dans l'eau de consommation, selon le pays^a

Pays	Valeur de référence (Bq/L)	
	Sources publiques	Sources privées
Etats-Unis ^b	150	-
Finlande	300	-
Norvège	500	-
République tchèque	50 - 300	200-1000
Roumanie	200	-
Royaume-Uni	100	-
Russie	120	120
Slovaquie	50- 1000	200- 1000
Suède	100-1000	100-1000

^a Les informations incluses dans ce tableau ont été tirées de Åkerblom (1999). Les chiffres indiqués en gras représentent les valeurs qui ont force légale.

^b Proposition de règlement.

5.1.4 Valeurs de référence dans les matériaux de construction

Quinze pays européens ont déterminé des niveaux de référence applicables aux matériaux de construction. La majorité d'entre eux (12 pays) ont inclus dans une réglementation les valeurs retenues (Åkerblom, 1999). Dans la plupart des pays, les quantités de matières radioactives permises dans les matériaux de construction sont définies en fonction d'indices d'activité. Ces indices varient grandement d'un pays à l'autre et il est donc difficile d'en dégager une quelconque tendance. Pour des exemples des indices utilisés dans différents pays, le lecteur pourra consulter Åkerblom (1999).

5.2 ANALYSE CRITIQUE DE LA LIGNE DIRECTRICE CANADIENNE

5.2.1 Mise en contexte

La limite de référence utilisée au Canada est de 800 Bq/m³. Cette valeur est souvent décrite comme l'une des plus permissives au monde. Il paraît donc important, à la lumière de ces informations, de jeter un regard critique sur la valeur actuellement en usage au pays afin de juger de la pertinence de la réviser. La présente section traite des résultats de cette réflexion. Afin de permettre au lecteur d'apprécier la valeur de référence canadienne, les fondements à la base de cette limite de référence sont résumés dans un premier temps. Une discussion sur la pertinence de modifier la limite de référence canadienne est présentée. Pour une description plus détaillée des valeurs de référence

utilisées ailleurs dans le monde, le lecteur pourra consulter les fiches à l'annexe I qui résument différents programmes d'intervention répertoriés en Europe et aux États-Unis.

5.2.2 Fondements de la ligne directrice canadienne

En 1985, un comité d'experts chargés d'évaluer la nécessité d'établir une norme concernant les taux résidentiels de radon a estimé qu'en raison de la mobilité de la population, le problème de l'exposition au radon résidentiel devait être envisagé sur une base collective plutôt qu'individuelle. En s'appuyant sur les données de prévalence recueillies lors d'une enquête réalisée dans les grandes villes du pays et sur les coûts inhérents à un programme de mitigation, le comité a évalué la relation coûts-bénéfices en fonction de trois valeurs théoriques d'exposition, soit 0,02 *Working Level* (WL) ($\approx 150 \text{ Bq/m}^3$), 0,05 WL ($\approx 370 \text{ Bq/m}^3$) et 0,1 WL ($\approx 740 \text{ Bq/m}^3$). À partir de ces prémisses, le groupe a déterminé que l'élaboration d'une norme n'aurait qu'un impact mitigé sur l'incidence du cancer du poumon et qu'elle engendrerait des coûts importants. Toutefois, le comité considérait que, sur une base individuelle, des mesures de mitigation devaient être prises lorsque les concentrations des produits de filiation du radon allaient au-delà de 0,1 WL (Létourneau, 1985).

Quelques années plus tard, soit en décembre 1988, Santé et Bien-être social Canada et les ministères provinciaux de la santé ont convenu d'une directive relative à l'exposition domiciliaire au radon. Il a été suggéré que des mesures correctives soient prises rapidement lorsque les taux de radon excèdent une concentration moyenne annuelle de 800 Bq/m^3 . On considérait toutefois que tous les niveaux d'exposition comportaient certains risques, et que les propriétaires des habitations pourraient vouloir réduire la concentration de radon au niveau le plus bas possible (Santé et Bien-être social Canada, 1989).

Tel que décrit précédemment, les valeurs de référence pour les habitations varient suivant les pays entre 150 Bq/m^3 et $1\,000 \text{ Bq/m}^3$. Bien que la disparité entre les valeurs retenues dans les différents pays semble appréciable, la différence est en fait relativement peu importante puisqu'elles ne définissent pas nécessairement toutes les mêmes niveaux. Dans certains cas, les valeurs correspondent à des niveaux planchers ou à des teneurs qu'il faudrait normalement atteindre. Elles marquent donc le seuil à partir duquel des mesures devraient éventuellement être prises et, indirectement, délimitent aussi les niveaux au-dessus desquels il est habituellement recommandé d'agir. Ces valeurs planchers varient généralement entre 150 et 400 Bq/m^3 .

Les valeurs les plus élevées marquent, quant à elles, plutôt la limite supérieure d'un niveau de risque considéré comme tolérable. Aussi, lorsque les concentrations en radon excèdent ces dernières valeurs, il est fortement recommandé ou quelquefois même impératif d'appliquer rapidement des mesures correctives pour réduire les teneurs à des niveaux beaucoup plus faibles. Lorsque les teneurs excèdent ces valeurs limites, la mise en place de mesures correctives est généralement recommandée quelle que soit la difficulté de réalisation. Suivant les pays, les valeurs de référence qui délimitent la frontière entre le risque jugé tolérable et le risque jugé intolérable varient généralement entre 750 et $1\,000 \text{ Bq/m}^3$.

Plusieurs pays (ex. : Allemagne, Belgique, France) ont, par ailleurs, défini deux niveaux d'intervention qui correspondent en quelque sorte aux deux seuils précités. Ainsi, lorsque les concentrations en radon se situent entre ces deux niveaux, les délais alloués pour mettre en place des mesures de mitigation

peuvent s'étendre sur plusieurs années et la mise en place des mesures correctives n'est souvent recommandée que dans les cas où elles sont simples à réaliser (voir la section 5.1.1).

Il est intéressant de noter que lorsqu'une valeur exprimant la notion de risque intolérable est définie, elle est presque toujours accompagnée d'une seconde valeur moins élevée correspondant à une valeur plancher. Lorsqu'une seule valeur est retenue comme valeur guide, elle marque généralement la frontière entre les niveaux jugés acceptables et ceux à partir desquels il est recommandé d'agir. La valeur canadienne se démarque ici des autres valeurs du fait qu'elle correspond davantage à une valeur plafond qu'à une valeur plancher.

5.3 DISCUSSION

Comme mentionné plus haut, la valeur de référence canadienne définit en quelque sorte la frontière au-delà de laquelle le risque est considéré comme intolérable et à partir duquel des actions doivent être prises rapidement. Dans la pratique toutefois, la valeur canadienne est souvent considérée comme une valeur plancher au-dessous de laquelle il n'est pas nécessaire d'agir. Cette interprétation erronée de la valeur canadienne peut avoir pour effet d'amener une certaine inertie dans la population face à la mitigation lorsque les teneurs sont inférieures à cette valeur. L'enquête réalisée par Spiegel et Krewski (2002) illustre d'ailleurs bien ce propos. En effet, lors d'une étude qui avait pour but de déterminer l'efficacité des directives d'exposition concernant le radon dans l'air intérieur des maisons au Canada, les auteurs ont constaté que les propriétaires de maison avaient tendance à ne mettre en place des mesures correctives que lorsque les concentrations dans les logements étaient beaucoup plus élevées que la directive canadienne de 800 Bq/m³. Toutefois, les personnes informées de la ligne directrice américaine de 150 Bq/m³ avait plutôt tendance à mettre en place des mesures de mitigation lorsque les concentrations de radon dans les maisons étaient beaucoup plus basses que la valeur canadienne (autour de 450 Bq/m³). Selon les auteurs de l'étude, il est clair que la directive canadienne concernant le radon dans l'air intérieur des maisons au Canada, dans son application actuelle, n'incite pas les propriétaires à réduire les teneurs en radon dans leur domicile.

Même si, sur une base collective, l'utilisation d'un seuil d'intervention plus bas n'entraîne pas, compte tenu de l'inaction générale de la population face au risque radon, une diminution très importante du nombre de cancers du poumon, la diminution des concentrations de radon dans les domiciles est souhaitable sur le plan individuel. Dans ce contexte et considérant les résultats de l'étude de Spiegel et Krewski (2002), il paraît pertinent d'ajouter à la valeur actuellement en usage au Canada, une seconde valeur plancher plus faible que la première afin de favoriser la mise en place de mesures de mitigation par les propriétaires de maison où l'on retrouve de fortes teneurs en radon. Cette seconde valeur devrait en théorie être aussi basse que possible afin d'en maximiser l'impact. Dans la pratique cependant, d'autres facteurs devront être considérés pour fixer cette limite. On devra notamment s'assurer de la disponibilité des ressources (ex. expertise-conseil, services de mesurage, de mitigation) rendues nécessaires par l'application du seuil retenu.

6 STRATÉGIES D'INTERVENTION

6.1 PROGRAMMES D'INTERVENTION EXISTANT DANS DIVERS PAYS

La présente section cherche à dresser un portrait des stratégies élaborées à l'étranger pour gérer le risque associé à la présence du radon dans les habitations et les lieux publics. Ce portrait a été rédigé dans le but de rassembler de l'information utile à une réflexion sur la mise en place d'une politique provinciale de gestion du risque associé au radon.

Après avoir résumé les éléments constituant une stratégie d'intervention sur le radon, nous présentons la position de l'ICRP, organisme de radioprotection reconnu ainsi qu'une revue des actions effectivement mises de l'avant ailleurs dans le monde. Les informations sont présentées sous diverses rubriques qui font référence à des éléments particuliers des stratégies d'intervention mises en place à travers le monde. Cette approche a été préférée à une description systématique des stratégies parce qu'elle permet de dresser un portrait à la fois plus global et plus synthétique des approches retenues dans les différents pays. Elle permet également de mieux décrire les tendances générales qui s'en dégagent. Une description succincte des programmes mis sur pied dans quelques pays est toutefois présentée pour le lecteur intéressé dans des fiches qui sont présentées à l'annexe I. Les stratégies développées en Allemagne, en Autriche, en Belgique, aux États-Unis, en Finlande, en France, au Royaume-Uni, en Suède et en Suisse y sont présentées de façon sommaire. Dans les autres pays, la quantité limitée des informations disponibles ne permettait pas de dresser un portrait suffisamment complet pour les inclure dans les fiches. L'absence de programmes clairs pourrait expliquer le manque d'information sur le sujet pour plusieurs pays.

6.1.1 Fondements d'une stratégie d'intervention

L'élaboration d'une stratégie d'intervention efficace face au radon n'est pas une tâche simple. Les trois composantes principales d'une stratégie de contrôle du radon sont (Nazaroff et Nero, 1988) :

- un système de valeurs de référence pour les niveaux d'intervention;
- un processus d'identification des résidences (ou secteur) qui ont besoin d'intervention;
- un cadre de sélection des techniques de contrôle du radon.

L'élaboration des contenus de ces trois composantes requiert de surmonter de multiples difficultés. Les éléments scientifiques respectifs à chaque composante doivent être considérés. Ainsi, les valeurs de référence seront déterminées en fonction de la compréhension de la relation dose/effet et de la connaissance de l'exposition de la population. Le processus d'identification des résidences sera fondé sur les connaissances du comportement du radon et sur les stratégies et les techniques d'échantillonnage. Finalement, le cadre de sélection des techniques de contrôle du radon est fondé sur les connaissances des bâtiments et sur l'expérience avec les techniques de contrôle spécifiques.

En plus des éléments scientifiques propres à chacune des trois composantes, on doit également considérer les interrelations étroites qui existent entre celles-ci. Ainsi, les valeurs de référence doivent être élaborées également en fonction de la capacité d'identifier les résidences avec niveau élevé et en fonction de la capacité de corriger ces niveaux élevés. Les valeurs de référence tiendront donc compte

des possibilités d'identifier adéquatement, avec sensibilité et spécificité, les niveaux visés et de l'efficacité des techniques de réduction à atteindre un seuil donné.

En plus de l'élaboration des éléments centraux des trois principales composantes, de nombreux éléments complémentaires doivent être élaborés et précisés. Parmi ceux-ci, notons, de façon non exhaustive :

- la liste des acteurs impliqués;
- les rôles et les responsabilités respectifs des différents acteurs;
- les mesures de soutien et de support;
- les outils et les moyens de diffusion de l'information;
- le cadre législatif et réglementaire lié à l'intervention;
- les outils techniques et administratifs permettant d'encadrer l'intervention;
- les activités de formation technique et professionnelle.

Un dosage adéquat des ces différents éléments peut faire la différence entre un programme efficace ou non. Les éléments complémentaires ne peuvent toutefois suppléer à des éléments centraux déficients.

Les éléments centraux et complémentaires doivent répondre à des exigences légales, professionnelles, économiques ou autres et donc être élaborés en tenant compte de la faisabilité et de la sécurité de l'intervention. Ainsi, un aspect fondamental de l'intervention sur le radon est de tenir compte du respect et de la protection de la vie privée en milieu résidentiel.

Le programme résultant est donc constitué d'un ensemble de ressources et d'activités scientifiquement fondées et réalisables, fortement reliées entre elles et cohérentes afin d'atteindre des objectifs prédéterminés.

6.1.2 Position de l'International Commission on Radiological Protection

L'International Commission on Radiological Protection (ICRP) a été fondée en 1928. Son mandat est de faire progresser la science de la radioprotection au bénéfice du public, en particulier en proposant des recommandations et des guides sur tous les aspects de la radioprotection (ICRP, 1987). L'ICRP établit ses recommandations sur des principes fondamentaux et des mesures appropriées de radiations. Elle laisse toutefois aux différents organismes nationaux la responsabilité d'élaborer des codes ou des règlements spécifiques, adaptés aux besoins respectifs des différents pays. Elle travaille de concert avec la Commission internationale des unités et des mesures de radiation (ICRU) et entretient des liens formels avec l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA). Elle entretient également des liens étroits avec l'Organisation internationale du travail (OIT) et d'autres branches des Nations Unies dont l'United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), le Programme des Nations Unies sur l'environnement (UNEP) et d'autres organisations concernées par la question des radiations. Bien que l'ICRP ne dispose d'aucun pouvoir pour imposer ses recommandations, dans les faits, la plupart des législations nationales y adhèrent fortement.

L'ICRP décrit dans la publication no. 82 (ICRP, 1999) l'approche qu'elle recommande au regard des expositions prolongées (ou chroniques) aux radiations. Ce type d'exposition concerne particulièrement les sources d'exposition aux radiations d'origine naturelle dont le radon fait partie, l'ICRP considérant celui-ci comme une source naturelle d'exposition contrôlable.

L'ICRP affirme établir ses recommandations sur une évaluation objective des risques sanitaires associés aux expositions prolongées et sur les caractéristiques des situations spécifiques. Elle considère son rapport comme un outil d'aide à la prise de décision basé sur des considérations scientifiques. Elle reconnaît que la réalité sociale et politique d'une situation spécifique peut avoir un impact important sur le processus de prise de décision.

L'ICRP a élaboré des principes qui sont la base du système de radioprotection. Ces principes sont bien décrits dans la publication no. 60 (ICRP, 1991). L'ICRP considère deux situations de radioprotection et propose des principes adaptés à chacune. Ces deux situations sont la pratique et l'intervention.

La pratique est une situation d'exposition planifiée aux radiations. Les exemples les plus courants de pratiques sont les expositions à des fins médicales, dans le cadre d'un travail sous rayonnement ou l'exposition de la population aux radiations normalement libérées par une centrale nucléaire de production d'énergie électrique.

L'intervention est la situation où une source de rayonnement est déjà présente et les actions visent à réduire l'exposition qui en résulte. Le contrôle de l'exposition au radon est une intervention. Deux principes s'appliquent aux interventions : le principe de justification (de l'intervention) et le principe d'optimisation de la protection.

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 quelques centièmes de millisieverts⁶ ne serait sans doute pas justifiée. Par contre, une intervention peu coûteuse, sans effet néfaste permettant de diminuer l'exposition de plusieurs dizaines de millisieverts, pourrait être justifiée.

Le principe d'optimisation de la protection 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 qui y sont liés. 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.

L'ICRP ne recommande pas l'utilisation de limites de doses pour les interventions. Elle le recommande uniquement pour les pratiques réglementées, l'ensemble des expositions attribuables à celles-ci ne devant pas dépasser un millisievert/année pour tous les individus.

⁶ Millisievert = un millième de sievert. Le sievert est l'unité de mesure de l'impact de la radioactivité. Un sievert équivaut à un joule par kilogramme pour les photons et électrons de toutes énergies. Comme le sievert est une unité relativement « grande », on emploie souvent le sous-multiple millisievert.

L'usage de niveaux de références génériques applicables à toutes les situations est toutefois recommandé (ICRP, 1993). Leur utilisation implique toutefois une grande prudence et ne doit pas conduire à des effets pervers. En effet, on ne doit pas assumer qu'une exposition respectant un critère donné ne doive pas être diminuée ou à l'inverse qu'une exposition dépassant ce même critère doive nécessairement être corrigée. L'action à entreprendre doit en fait être acceptable à l'égard des efforts nécessaires à l'intervention; ainsi, dans ce contexte, une faible exposition qu'il est facile de corriger pourrait effectivement être éliminée tandis qu'aucune action ne pourrait être entreprise dans le cas d'une exposition importante pour lequel il n'existe pas de solution acceptable.

En tenant compte de ces mises en garde, l'ICRP considère qu'une exposition approchant environ 10 millisieverts pourrait être utilisée comme niveau de référence générique en-dessous duquel une intervention n'est pas susceptible d'être justifiée pour certaines situations d'exposition prolongée. Les situations où la dose annuelle approche 100 millisieverts (correspond à une exposition à 6 000 Bq/m³ pour une exposition de 7 000 heures par an et un facteur d'équilibre⁷ de 0,4) justifieraient presque toujours une intervention. Ces niveaux pourraient donc être utilisés comme niveau de référence générique dans de nombreuses situations.

Pour les interventions, l'ICRP recommande également l'utilisation de niveaux spécifiques de référence (niveau d'intervention, niveau d'action, etc.) pour des situations particulières. Elle recommande de baser ces valeurs sur la dose efficace annuelle évitable. L'usage de ces niveaux de référence permet de faciliter la prise de décision. Toutefois, un usage inconsideré peut conduire à des décisions contradictoires avec les principes de justification et d'optimisation.

L'élaboration de niveaux de références spécifiques pour une intervention dépend des circonstances de la situation particulière prise en considération. Pour l'exposition domiciliaire au radon, l'ICRP estime qu'il est clair que certaines mesures correctives sont presque toujours justifiées pour des expositions annuelles continues supérieures à 10 millisieverts de dose efficace (ICRP, 1993). Pour des actions simples, un niveau d'action plus bas pourrait être considéré. Il est toutefois impossible d'abaisser le niveau en dessous du bruit de fond naturel. Le choix d'un niveau d'action pour le radon devrait donc se limiter à un intervalle allant de 3 à 10 millisieverts de dose annuelle efficace. L'ICRP recommande que le niveau d'action soit déterminé par l'autorité appropriée à l'intérieur de cet intervalle. Cela correspond à une concentration de radon se situant entre 200 et 600 Bq/m³, pour une exposition annuelle de 7 000 heures et un facteur d'équilibre de 0,4. L'ICRP indique que ce niveau d'action est pertinent pour des mesures correctives simples. Pour des mesures plus sévères, comme l'évacuation d'une maison, l'ICRP considère que le niveau d'action devrait être plus élevé d'un ordre de grandeur ou davantage.

L'ICRP recommande l'utilisation de niveau d'action pour initier l'intervention et faciliter la prise de décision. Elle reconnaît que le choix d'un niveau d'action est complexe et dépend non seulement du niveau d'exposition, mais aussi de l'ampleur vraisemblable des actions et de leur impact économique sur la communauté et l'individu. Bien que le propriétaire-occupant puisse être maître de la décision

⁷ L'énergie *alpha* potentielle dans l'air d'un mélange quelconque de produit de filiation du radon à courte demi-vie est la somme de l'énergie *alpha* potentiel des atomes présents par unité de volume d'air. Celle-ci s'exprime en joules par mètre cube (J m⁻³). À l'équilibre, l'énergie *alpha* du radon correspond à celle de ses produits de filiation. En milieu intérieur, cet équilibre n'est jamais atteint à cause de la ventilation ainsi que du dépôt et de l'adsorption des produits de filiation. L'énergie *alpha* potentielle dans l'air d'un mélange quelconque de produit de filiation du radon peut donc être exprimée en équivalent radon à l'équilibre. Celle-ci s'exprime en Bq m⁻³. Le **facteur d'équilibre** est défini comme le ratio de la concentration équivalente à l'équilibre sur la concentration du nucléide parent, le radon.

d'agir ou non, des niveaux d'action clairs peuvent être nécessaires. Le choix d'un niveau d'action optimal pourrait être défini comme celui qui désigne un nombre significatif, mais gérable, de maisons nécessitant des mesures correctives. L'ICRP ne s'attend donc pas à ce que le même niveau d'action soit approprié pour tous les pays.

L'ICRP, dans son approche sur le radon, insiste sur l'intervention visant à protéger les membres les plus exposés de la population. Elle n'aborde pas les implications de santé publique plus vastes liées à l'exposition de toute la population. Toute action affectant l'ensemble du parc immobilier résidentiel d'un pays serait extrêmement coûteuse, bien que le rapport coût/efficacité réel puisse être avantageux en termes de réduction de la dose collective nationale. Il appartient aux autorités nationales de décider si les fonds disponibles seraient investis de façon plus judicieuse sur la problématique du radon ou sur tout autre aspect lié à l'amélioration des habitations.

Selon l'ICRP, il est clair que des niveaux élevés de radon sont observés dans certaines maisons, qu'il est possible de les identifier, que les actions correctives ou de prévention sont habituellement simples, de coût modéré et que le risque associé aux expositions élevées est appréciable. L'intervention est donc possible. Le principal sujet de débat tient à la détermination d'un niveau d'action auquel l'intervention devrait être entreprise.

Pour l'ICRP, il est important que les actions entreprises conduisent à une diminution substantielle de l'exposition au radon. Il n'est donc pas suffisant de viser une amélioration limitée dont l'objectif serait de réduire l'exposition tout juste au-dessous du niveau d'action. Lorsque l'intervention est décidée, celle-ci devrait être optimisée.

Selon l'ICRP, il appartient aux autorités nationales de décider si un niveau d'action doit devenir obligatoire ou demeurer une recommandation. Les circonstances sociales et légales pourraient avoir un impact important sur cette décision. À cause de l'incertitude inhérente à toute mesure de radon, il est également important de permettre une certaine flexibilité pour les cas légèrement au-dessus ou au-dessous du niveau d'action. On doit également considérer que les estimations de risque concernent une population mixte de fumeurs et non-fumeurs. À moins que l'effet du radon soit purement additif, le niveau d'action sera surprotecteur pour les non-fumeurs.

Bien que le radon ne soit pas une menace immédiate pour la santé, l'ICRP considère qu'il serait opportun de ne pas reporter de façon indue les mesures correctives lorsqu'un niveau élevé a été observé. Il est possible de proposer des mesures simples de précaution en attendant une intervention définitive. L'ICRP nous met également en garde contre les risques d'inaction associés à une approche où la rapidité d'intervention est liée au niveau de radon mesuré.

L'ICRP considère qu'il peut être pertinent d'identifier des endroits favorables au radon, c'est-à-dire des endroits où les habitations sont susceptibles d'avoir des niveaux de radon supérieurs à ce qu'on retrouve habituellement dans le pays. Une zone favorable au radon pourrait être définie comme ayant 1 % ou plus des maisons avec un niveau de radon plus de 10 fois la moyenne nationale. L'élaboration d'un critère approprié peut toutefois être influencée par la distribution des niveaux de radon dans le pays et le niveau d'action retenu.

En ce qui concerne les nouvelles constructions, l'ICRP recommande l'adoption de mesures visant à maintenir les niveaux de radon aussi bas qu'il est raisonnablement possible de le faire. L'approche favorisée consiste à modifier les méthodes de construction afin de prévenir l'infiltration du radon dans l'habitation.

6.1.3 Synthèse des programmes d'intervention mis sur pied dans le monde

L'ampleur des programmes mis en place varie passablement d'un pays à l'autre et comme on peut s'y attendre, la dimension du problème semble conditionner en partie l'importance de la stratégie d'intervention mise en place (Åkerblom, 1999). De façon générale, les programmes et les politiques d'intervention sur le radon visent souvent non seulement les habitations mais également les édifices publics considérés comme sensibles (dans la pratique surtout les écoles et les garderies) et les lieux de travail (WHO, 2000). En Irlande, par exemple, des mesures ont été prises dans près de 4 000 écoles à travers le pays (Pollard, 2001). En France, les édifices publics situés dans les zones considérées à risque doivent systématiquement être mesurés (DGS/DGUHC, 1999). En Suède, un échantillonnage systématique des écoles, des garderies et des lieux de travail a été effectué (Swejemark, 1996). Des mesures ont également été prises dans près de 400 écoles en Colombie-Britannique (Morley et Phillips, 1999).

Quelle que soit l'ampleur de la politique mise en place, les autorités gouvernementales axent davantage leur intervention face au risque relié au radon dans les résidences sur l'information et le volontarisme que sur les actions à caractère réglementaire. Par contre, elles sont beaucoup plus portées à légiférer lorsqu'il s'agit d'édifices publics et de nouvelles habitations.

Quelques pays ont complété leur politique d'action pour réduire le radon en déterminant des limites de concentration en radon dans l'eau et dans les matériaux de construction. La prévention dans le cas de nouvelles habitations est aussi un élément central de la très grande majorité des stratégies développées. En effet, plusieurs pays ont intégré à même les codes de construction des bâtiments des mesures visant à réduire l'exposition au radon dans les nouvelles maisons (Åkerblom, 1999).

Les stratégies développées dans les différents pays visent généralement à réduire l'exposition dans les résidences et les édifices publics où les concentrations sont les plus élevées plutôt que dans l'ensemble du parc immobilier et les efforts sont surtout concentrés dans les zones considérées à risque ou sur le faible pourcentage des maisons fortement exposées. Diriger les interventions dans des secteurs spécifiques conduit souvent à confier la mise en œuvre des programmes de même que leur gestion aux autorités administratives locales ou régionales.

De façon presque universelle, les mesures intégrées sur plusieurs mois sont recommandées pour évaluer les concentrations en radon dans les résidences et les lieux publics. Toutefois, quelques pays reconnaissent également comme moyen de dépistage les mesures prises sur de courtes périodes. Les frais de mesures sont, sauf exception, à la charge des propriétaires. Des aides gouvernementales pour la mise en place de mesures correctives sont cependant disponibles dans certains pays. Ces aides ne couvrent habituellement qu'une partie des frais nécessaires à la mise en place des mesures.

6.1.4 Processus d'identification des secteurs ayant besoin d'intervention

6.1.4.1 Méthode de mesure

Les mesures intégrées sur plusieurs mois prises à l'aide de détecteurs passifs de trace sont généralement recommandées pour évaluer les concentrations de radon dans les habitations. Lorsqu'un protocole est établi, il est recommandé de mesurer dans les pièces habitées du logement (chambres et salle de séjour) situées au rez-de-chaussée. Le principe est de se rapprocher le plus possible de l'exposition annuelle à laquelle sont soumis les occupants. Lorsque les mesures sont prises sur des périodes de deux à trois mois, la période hivernale est généralement recommandée.

Selon certains auteurs, les mesures prises sur de longues périodes peuvent être démotivantes ou peu pratiques (Massuelle, 1998). Aussi, certains pays comme l'Allemagne, les États-Unis, le Royaume-Uni et la Suède reconnaissent également les mesures prises sur des courtes périodes comme mesures de dépistage. Ces mesures doivent généralement être suivies par une deuxième évaluation qui vise à vérifier la validité de la première mesure (Massuelle, 1998). Au Royaume-Uni, une deuxième mesure n'est prise que dans le cas où la première valeur obtenue excède 75 Bq/m^3 parce que selon National Radiological Protection Board, il est pratiquement certain que la moyenne annuelle n'excèdera pas la valeur de référence de 200 Bq/m^3 si la concentration initiale est inférieure à 75 Bq/m^3 (NRPB, 2001). Aux États-Unis, l'EPA (2002) recommande qu'une mesure supplémentaire de longue durée (plus de 90 jours) ou si le temps est un facteur limitant, qu'une mesure de courte durée (entre 2 et 90 jours) soit prise si la mesure initiale de courte durée excède 150 Bq/m^3 . Il est alors recommandé de mettre en place des mesures correctives si les résultats du test de confirmation (second test) de longue durée excède 150 Bq/m^3 ou, dans le cas où un test de courte durée a été utilisé pour confirmer les premiers résultats (test de dépistage), que des mesures soient prises si la moyenne des deux tests excède 150 Bq/m^3 .

Il faut également noter que Santé Canada a déjà émis des recommandations sur le protocole de monitoring recommandé pour évaluer les concentrations de radon dans les maisons (Krewski *et al.*, cités dans Germain et Martel, 1991). Ces recommandations comprennent l'emploi d'un test de dépistage basé sur une mesure intégrée d'exposition pendant un court laps de temps (2 jours). Les teneurs supérieures à 80 Bq/m^3 doivent ensuite être confirmées par des mesures à l'aide d'un détecteur *alpha-track*.

6.1.4.2 Dépistage des zones à risque

Le dépistage des zones à risque constitue partout une étape importante des programmes de gestion développés. Les efforts déployés pour identifier les zones à risque peuvent être interprétés comme un indice de la volonté des gouvernements à agir de façon prioritaire et intensive dans les zones où les risques sont les plus élevés (la mesure est généralement fortement recommandée ou même obligatoire dans les zones à risque et plusieurs pays imposent des règles strictes de construction dans ces zones). L'inertie de la population face au risque relié au radon, le faible risque appréhendé et les ressources limitées sont trois facteurs qui sont souvent cités pour justifier que les efforts soient concentrés dans les zones à risque. Certains auteurs considèrent cependant qu'en identifiant des zones à risque, on favorise un sentiment de confiance et une inertie chez les personnes habitant en dehors de ces zones (Friss *et al.*, 1999).

Les méthodes utilisées pour définir les zones à risque sont assez diverses. La cartographie est quelquefois basée sur des campagnes de mesure dans les habitations ou les écoles et autres édifices publics. Ces mesures sont soit réparties de façon aléatoire sur le territoire soit distribuées à partir des données géologiques et des mesures déjà disponibles (Friedmann *et al.*, 2001; Zhu *et al.*, 2001). Lorsque les zones à risque sont déterminées suite à des campagnes de mesure dans les habitations, elles sont quelquefois classées en fonction du pourcentage de maisons dans une zone donnée qui présentent des concentrations supérieures au niveau de référence en vigueur (Finlande et Royaume-Uni); le potentiel de risque peut aussi être défini en fonction des concentrations moyennes retrouvées dans les résidences (Autriche, France). En Autriche et au Danemark, les moyennes sont calculées pour chacune des municipalités sans égard à la géologie. La délimitation des zones est donc déterminée, dans ces pays, par les limites administratives (Friedmann *et al.*, 1999; Risoe National Laboratory, 2002).

Le pourcentage de maisons qui excèdent la valeur de référence retenue pour définir les zones à risque varie également d'un pays à l'autre. Ainsi, au Royaume-Uni, une zone est déclarée affectée lorsque plus de 1 % des habitations présentent des concentrations supérieures au niveau de référence de 200 Bq/m³. Par contre, en Finlande où la concentration moyenne (arithmétique) est élevée (123 Bq/m³), une zone est considérée comme affectée lorsque plus de 10 % des logements excèdent le niveau de référence de 400 Bq/m³ (Massuelle, 1998).

Dans certains pays comme la Suisse, l'Allemagne et la République tchèque, la cartographie est basée à la fois sur les données géologiques et sur les concentrations mesurées dans l'air du sol (Kemski *et al.*, 2001). En Allemagne, les secteurs sont jugés à risque lorsque les concentrations dans l'air du sol excèdent 100 KBq/m³. En Suède, les concentrations sont considérées comme anormalement élevées lorsqu'elles excèdent 50 KBq/m³ dans l'air du sol. Walsh (2001) considère pour sa part que le risque est élevé lorsque la concentration dans les sols excède 100 KBq/m³ dans les sols peu perméables, 70 KBq/m³ dans les sols moyennement perméables et 40 KBq/m³ dans les sols très perméables. De la même façon, le risque peut être considéré modéré lorsque les concentrations se situent entre 30 et 100 KBq/m³ dans les sols peu perméables, entre 20 et 70 KBq/m³ dans les sols de perméabilité moyenne et entre 10 et 40 KBq/m³ dans les sols très perméables. Selon Varley et Flowers (1998), lorsque les concentrations dans l'air du sol excèdent 200 KBq/m³, le pourcentage de maisons dans lesquelles on peut mesurer des concentrations supérieures à 200 Bq/m³ est d'environ 90 %. Toutefois, lorsque les concentrations sont inférieures à 100 KBq/m³, il ne semble pas y avoir de corrélation entre la concentration mesurée dans l'air du sol et le pourcentage de maisons qui excède la valeur de référence.

À cet effet, Lévesque *et al.* (1997) ont estimé, dans le cadre d'une étude québécoise, que seulement 18 % et 15 % de la variation des concentrations de radon aux sous-sols et aux rez-de-chaussée étaient expliquées par les variables en lien avec les habitations et les indicateurs géologiques. Ces dernières ne permettaient cependant d'expliquer qu'environ 5 % des variations tant aux sous-sols qu'aux rez-de-chaussée.

Friss *et al.* (1999) considèrent également qu'il est difficile de prédire les concentrations de radon dans les maisons à partir de données géologiques, radiométriques ou de mesures directes des concentrations dans les sols. Lors d'une étude effectuée en Suède, les auteurs ont en effet constaté que les concentrations de radon mesurées dans les zones à risque n'étaient pas statistiquement différentes des

teneurs mesurées dans les zones considérées comme non à risque. Ces auteurs estiment que des mesures dans les maisons devraient être prises afin de valider les données prédictives. La mesure des concentrations de radon dans les bâtiments est d'ailleurs souvent recommandée (Royaume-Uni) ou obligatoire (Suède, Suisse) dans les zones identifiées comme à risque.

À la lumière de la littérature et de l'expérience acquise par le passé, il est clair que les données géologiques et radiométriques peuvent être utiles pour chercher à identifier une zone à risque dépendamment de l'échelle à laquelle sont effectuées les recherches. Des données disponibles à l'échelle sous-régionale ont déjà permis de circonscrire certaines zones à risque au Québec de façon très satisfaisante. Par ailleurs, à l'échelle régionale et plus encore à l'échelle de la province, les données dont disposent les intervenants de santé publique ne permettent une utilisation pour orienter des actions de santé publique. La mise en évidence de méthodes répondant aux critères prédictifs souhaités en termes de sensibilité et de spécificité, suffisamment éprouvées pour ne plus être du domaine de la recherche mais bien du domaine de l'application en santé publique, serait un pas important en faveur d'une approche collective, populationnelle, visant des zones ciblées. À défaut de tels outils discriminants, les interventions restent limitées presque exclusivement à une approche réactionnelle face à un résultat « individuel ».

6.1.5 Cadre de sélection des techniques de mitigation

L'existence de techniques de mitigation efficaces, durables et qui peuvent facilement être mises en place, est un élément essentiel à l'élaboration d'un programme d'intervention sur le radon. Les méthodes de mitigation ne sont généralement pas imposées aux propriétaires. Les autorités publiques mettent plutôt à la disposition des propriétaires des guides et des manuels décrivant les différentes techniques ainsi que leur efficacité et leur coût.

Il faut noter que chaque pays possède ses propres particularités en matière d'habitation et de matériaux qui conditionnent les sources d'entrée et les voies de transfert du radon et plusieurs auteurs considèrent que les techniques de mitigation ne sont pas nécessairement reproductibles d'un pays à l'autre. La démonstration de la faisabilité des différentes techniques de mitigation est donc un élément important à considérer lors de l'élaboration d'une politique d'intervention sur le radon.

La mesure de vérification de la concentration après les travaux est recommandée dans certains pays (États-Unis, Suède). En Suède les autorités gouvernementales envisagent même d'imposer une mesure tous les 10 ans dans les logements où des mesures de mitigation ont été mises en place (Massuelle, 1998).

6.1.6 Éléments complémentaires

6.1.6.1 Programmes d'aide financière

Dans la très grande majorité des pays, les frais d'évaluation sont à la charge des propriétaires, sauf lorsque ces mesures sont réalisées dans le cadre de programmes spéciaux de dépistage ou pour des fins de cartographie prédictive. Au Royaume-Uni cependant, les mesures sont gratuites dans les zones considérées comme à risque (où la probabilité de mesurer des concentrations au-dessus de 200 Bq/m³ est élevée). En Suède, les mesures sont théoriquement gratuites, mais en réalité, la gratuité dépendrait des ressources financières des municipalités (Massuelle, 1998).

Dans la majorité des pays, les coûts associés à la mise en place de mesures correctives sont sous l'entière responsabilité du propriétaire de la maison, l'aide gouvernementale étant absente. Toutefois, dans quelques pays, des aides gouvernementales pour la mise en place de mesures de mitigation sont disponibles sous certaines conditions. Les montants disponibles varient selon les pays mais, à une exception près (au Royaume-Uni pour les personnes moins aisées), ne couvrent jamais la totalité des coûts (Massuelle, 1998). En Belgique, par exemple, des subventions peuvent être données dans le cadre de la prime à la réhabilitation des bâtiments insalubres dépendamment des revenus des propriétaires et à condition que la teneur de radon dans l'habitation excède 400 Bq/m^3 . La subvention ne peut cependant excéder 40 % du coût total des travaux (Massuelle, 1998). En Finlande, une partie des frais associés à la mise en place de mesures correctives peut être défrayée par l'État. Les montants disponibles ne peuvent cependant excéder 20 % du coût total des travaux (Massuelle, 1998). En Irlande, une aide gouvernementale est disponible dans la mesure où les teneurs mesurées excèdent 200 Bq/m^3 (Madden, 1997). L'aide est toujours conditionnée au dépassement du niveau de référence. L'aide n'est jamais liée à un choix de techniques qui seraient imposées par les autorités publiques.

L'aide financière peut prendre diverses formes comme : (1) le remboursement des sommes engagées dans le cadre de la politique de rénovation de l'habitat (Royaume-Uni, Finlande et Suède); (2) l'octroi d'une aide dans le cadre de la prime à la réhabilitation des logements insalubres (Belgique); (3) des prêts à taux préférentiels (Suède) ou à taux réduits (Massuelle, 1998). Il est toutefois difficile, sur la base des informations disponibles, d'évaluer si les aides sont facilement et couramment octroyées et jusqu'à quel point les citoyens s'en prévalent. En fait, il n'existe pratiquement aucune donnée nous permettant d'évaluer le pouvoir incitatif des aides gouvernementales. Il semble toutefois qu'au Royaume-Uni, malgré le soutien financier total offert par le gouvernement pour les personnes moins aisées, peu d'octrois aient, en réalité, été donnés (Jones, 1995), la réduction des concentrations de radon n'étant pas, selon Green (1992), une priorité pour les familles à faible revenu.

6.1.6.2 Certification des entreprises

Aucune tendance claire ne se dégage de l'analyse en ce qui concerne la certification des entreprises offrant des services de mesurage. Dans certains pays (Finlande et Belgique), les services de mesurage sont offerts par des agences gouvernementales (distribution et lecture des dosimètres). En Belgique, par exemple, le propriétaire désirant mesurer la concentration de radon dans sa résidence peut se procurer un détecteur auprès d'un pharmacien ou via l'Institut supérieur de recherche appliquée pour l'industrie nucléaire (ISRAIN). Le détecteur est fourni avec un mode d'emploi dans un colis pré-affranchi permettant le renvoi par la poste au laboratoire. Après analyse en laboratoire, un rapport est envoyé à l'intéressé. Le coût de l'analyse est compris dans le prix d'acquisition. L'avantage d'un service offert par l'État est qu'il permet de centraliser les résultats (Anonyme, 2002). En Suède, aux États-Unis et en Suisse, le service de mesurage est offert par l'entreprise privée tandis qu'au Royaume-Uni, il est offert à la fois par l'entreprise privée et par des organismes d'État. En Suède, les compagnies qui effectuent les mesures peuvent être accréditées mais le tout se fait sur une base purement volontaire (Swedjemark, 1996).

Des programmes de formation sont offerts dans certains pays aux entreprises chargées de la mise en place des mesures de mitigation (États-Unis, Royaume-Uni) mais la certification n'est certainement pas une règle universelle. En fait, les autorités gouvernementales semblent exercer peu de contrôle sur les entreprises ou sur la qualité du travail exécuté (Massuelle, 1998).

6.1.6.3 Règles de construction

La prévention dans le cas de nouvelles habitations est un élément central à la très grande majorité des stratégies développées. En effet, plusieurs pays semblent avoir intégrés à même les codes de construction des bâtiments des mesures visant à réduire l'exposition au radon dans les nouvelles maisons. Dans la majorité des cas, les mesures de protection lors de la construction sont limitées aux zones considérées à risque. Au Royaume-Uni, deux niveaux de protection sont recommandés. Le niveau 1 s'applique dans les zones prédéfinies où entre 3 et 10 % des habitations sont susceptibles de présenter des concentrations supérieures au niveau de référence. Le second niveau de protection doit être mis en place dans les zones où plus de 10 % des maisons présentent des concentrations supérieures à la valeur de référence. Le premier niveau de protection comprend l'installation d'une membrane étanche sur le plancher et le second niveau consiste à la mise en place d'un système de ventilation ou de dépressurisation du sol permettant d'éliminer le radon sous le plancher de la maison (NRPB, 2000, Denman *et al.*, 2000). Dans la province de l'Irlande du Nord, le premier niveau de protection doit être mis en place depuis avril 2001 dans les zones où entre 1 et 10 % des habitations présentent des concentrations en radon dans les habitations supérieures au niveau de référence. Dans les zones où la proportion des maisons susceptibles de présenter des concentrations est plus élevée, une dépressurisation du sol doit obligatoirement être mise en place (Coulter, 2001).

L'Irlande se démarque des autres pays du fait que la mise en place des mesures est recommandée non seulement pour les zones à risque mais pour l'ensemble du territoire. Deux niveaux de protection sont ici recommandés. Le premier niveau consiste à installer un système de dépressurisation du sol qui pourra être mis en opération au besoin. Cette mesure est applicable sur tout le territoire. Dans les zones où plus de 10 % des maisons ont des concentrations supérieures à 200 Bq/m³ (zone à risque) une membrane étanche doit également être placée sous le plancher (Madden, 1997). Selon Denman *et al.* (2000) une telle approche ne peut être efficace dans les zones où le risque est faible parce que la mise en opération des systèmes de dépressurisation du sol implique que des mesures soient prises suite à la construction pour évaluer les concentrations de radon. Or, le manque d'information et l'inaction de la population font en sorte que le système de dépressurisation est rarement mis en opération.

Même si, dans plusieurs pays, des mesures pour réduire les infiltrations de radon doivent être prises lors de la construction, peu d'études se sont intéressées à évaluer l'efficacité de ces mesures. Les quelques rares données disponibles laissent cependant croire que bien que les mesures qui peuvent être prises lors de la construction pour réduire les infiltrations de radon peuvent être efficaces, elles ne permettent pas toujours de réduire les teneurs à des niveaux appréciables, et, dans certains circonstances, elles peuvent même possiblement entraîner une augmentation des teneurs. En effet, dans une étude réalisée dans la ville d'East Moline aux États-Unis (Illinois) des systèmes passifs de ventilation⁸ ont été placés sous la dalle de plus de 124 maisons lors de leur construction (LaFolette et Dickey, 2001). Au terme des travaux, les concentrations de radon dans la maison excédaient 150 Bq/m³ dans 41 % des maisons (valeurs variant entre environ 190 Bq/m³ et 450 Bq/m³) alors qu'environ 50 % des maisons du secteur qui n'étaient pas équipées d'un tel système présentaient des concentrations supérieures à la valeur de référence américaine (150 Bq/m³). Après avoir rendu le système non opérationnel (en bloquant l'évent d'évacuation), 73 % des maisons testées présentaient

⁸ Un système de tuyauterie était placé sous la dalle de béton de la maison ce qui devait normalement permettre au gaz de s'échapper vers un évent généralement placé sur le toit de la maison. Le tuyau en T était placé dans du gravier et une membrane imperméable était placée sous la dalle.

des concentrations en radon supérieures à 150 Bq/m³. Le pourcentage de maisons équipées d'un système non opérationnel et qui présentaient des concentrations supérieures à la valeur de référence américaine était donc plus élevé que le pourcentage de maisons traditionnelles (non équipées d'un tel système) dans lesquelles de telles concentrations avaient été mesurées.

6.1.6.4 Information du public

L'information du public est souvent jugée comme un maillon essentiel à la mise en place d'une politique sur la gestion des risques liés au radon (Massuelle, 1998). Les approches utilisées pour informer le public sont diverses. Plusieurs pays ont publié des brochures d'information qui sont disponibles sur Internet. Les documents visent souvent à sensibiliser le public en fournissant des informations générales sur le radon et la nature du risque. On retrouve également plusieurs documents d'ordre technique qui traitent de la caractérisation des habitations et des mesures de mitigation. De façon générale, les pays qui ont une politique d'intervention face au risque radon bien développée ont également une politique d'information conséquente.

L'expérience acquise au cours des dernières années indique que la politique d'information a d'autant plus d'impact que la sollicitation du public est réalisée de manière personnalisée et que la dite politique est relayée au niveau local. Les groupes locaux sont en effet souvent plus aptes à solliciter et à sensibiliser le public. Certains pays comme les États-Unis et la Belgique ont ainsi mis sur pied des centres d'information locaux ou régionaux qui ont pour rôle de communiquer avec le public et de répondre à ses demandes. En Belgique, des personnes faisant office de personnes ressources ont également été recrutées dans chaque municipalité située dans les zones à risque. Au Royaume-Uni, des groupes de travail locaux ont été formés dans différentes régions afin de développer des programmes mieux adaptés aux collectivités localisées dans les zones à risque.

6.1.7 Évaluation des programmes d'intervention

Les données permettant d'évaluer l'efficacité des programmes mis en place à travers le monde sont, pour ainsi dire, inexistantes. En effet, aucune étude ne permet actuellement d'évaluer si les mesures prises dans différents pays ont permis de réduire de façon significative l'incidence du cancer du poumon ou l'exposition des populations au radon. Il est toutefois clair que malgré les efforts importants déployés dans plusieurs pays, dans la très grande majorité des cas, le nombre de résidences dans lesquelles des mesures ont été prises pour réduire l'exposition au radon demeure, même après plusieurs années, relativement faible. Aux États-Unis par exemple, malgré les importantes campagnes d'information mises de l'avant pour inciter la population à mesurer les concentrations de radon dans les résidences, entre 3 et 6 % seulement des propriétaires avaient mesuré les concentrations de radon dans les maisons en 1992 (Field *et al.*, 1993). Eheman *et al.* (1996), Ford *et al.* (1996) et CRCPD (1993) rapportent des résultats similaires. Ford et Eheman (1997) ont, par ailleurs, évalué à 22 % la probabilité que les propriétaires de maison mettent en place des mesures de mitigation aux États-Unis lorsque les concentrations de radon dans les résidences excèdent 150 Bq/m³. Au Royaume-Uni, seulement 5 à 10 % des propriétaires de maisons dans lesquelles des niveaux de radon étaient supérieurs à la valeur de référence (Action Level) avaient mis sur pied des mesures afin de réduire les niveaux de radon (Denman et Phillips, 1998, Coskeran *et al.*, 2001). En Suède, 14 ans après la mise sur pied d'un programme qui prévoyait un dépistage gratuit et des subventions substantielles (50 % des coûts, jusqu'à un maximum de 4 000 \$) pour les travaux de mitigation dans les habitations dont les concentrations étaient au-delà de 400 Bq/m³, un dépistage avait été réalisé dans 6 % des maisons;

40 % des propriétaires dont les habitations avaient des teneurs de plus de 400 Bq/m³ avaient procédé à des travaux correcteurs. Suite à ces travaux, 16 % des résidences avaient des niveaux de radon supérieurs à 400 Bq/m³ et 60 % au-delà de 140 Bq/m³ (Swedjemark et Akerblom, 1994). En Allemagne, seulement 1 % des maisons qui présentent des concentrations en radon élevées auraient été identifiées et de ce nombre 10 % seulement auraient fait l'objet de mesures de mitigation (Colgan, 1995, cité dans Massuelle, 1998). Un sondage effectué en Irlande du Nord a également révélé que seulement 20 % des personnes à qui on avait recommandé de prendre des mesures pour réduire l'exposition au radon auraient adoptées de telles mesures. En outre, moins de la moitié de ces mesures (autres que celle d'ouvrir les fenêtres pour permettre une meilleure ventilation) peuvent être considérées comme fiables (Brannigan, 1999).

Les raisons invoquées pour justifier la non-intervention sont les coûts élevés des mesures (50 % des répondants), l'incrédulité face au risque que présente le radon et la difficulté à obtenir de l'information appropriée sur les mesures à mettre en place (Brannigan, 1999). Les coûts associés aux travaux correctifs peuvent également avoir une influence non négligeable sur le taux de participation du public (Lee et MacDonald, 1994).

Outre la résistance du public face au risque relié au radon, l'efficacité et la durabilité des mesures correctives sont deux autres facteurs qui peuvent représenter une barrière importante à la réduction de l'exposition de la population au radon. Plusieurs méthodes ont été proposées pour réduire les infiltrations de radon dans les maisons et quelques études ont cherché à évaluer l'efficacité des mesures prises pour réduire les concentrations de radon dans les maisons (Naismith, 1994; 1997). Dans l'ensemble, les méthodes semblent relativement efficaces quoique le rendement puisse être très variable d'une maison à l'autre. De façon générale, les échecs sont plus fréquents lorsque les mesures sont mises en place par les propriétaires eux-mêmes plutôt que par des entrepreneurs professionnels (Savard *et al.*, 1999c; Howart et Scivyer, 1999; Naismith *et al.*, 1998).

En Suède, Clavensjo *et al.* (1993; cités dans Massuelle, 1998) ont par ailleurs rapporté que quelques années après la mise en place de mesures correctives, les concentrations avaient augmenté dans environ 30 % des cas (92 logements étudiés), par rapport à ce qu'elles étaient immédiatement après leur mise en place. Le gouvernement suédois envisage donc imposer, en guise de vérification, une mesure régulière de la concentration en radon à tous les 10 ans après la mise en place de mesures correctives. Il est clair que ces incertitudes ne contribuent pas à accroître la réceptivité de l'opinion publique à l'égard du risque que représente le radon.

Certains auteurs considèrent que les programmes qui ne sont pas appuyés par une réglementation mais qui misent davantage sur l'information et la participation volontaire de la population ne peuvent être efficaces (Åkerblom, 1999).

6.2 EFFICACITÉ DES DIVERS SCÉNARIOS D'INTERVENTION AU QUÉBEC

Cette sous-section présente d'abord l'approche adoptée par le Comité BEIR VI, puis fait état du modèle d'analyse de risque sélectionné par le groupe de travail de l'INSPQ, incluant une courte description des paramètres utilisés. Différents scénarios d'intervention potentiels découlant de l'application du modèle sont ensuite décrits et les résultats anticipés de leur mise en application sont présentés.

6.2.1 Retour sur l'approche adoptée par le Comité BEIR VI

Le comité du BEIR VI a choisi une approche empirique basée sur l'analyse des données de 11 cohortes de mineurs exposés au radon. Les données ont été analysées en utilisant un modèle de « risque relatif » dans lequel l'exposition au radon a un effet multiplicatif sur les taux de cancer du poumon attribuable au bruit de fond. Les excès de risque relatif (ERR) au-delà des taux attendus ont alors pu être modélisés. Pour les besoins des estimations faites par le comité du BEIR VI, l'ERR est représenté comme une fonction linéaire de l'exposition passée au radon, laquelle peut varier avec le temps passé depuis l'exposition, le niveau d'exposition et l'âge. Cette relation peut être décrite par l'équation suivante :

$$\text{ERR} = \beta w^* \phi_{\text{âge}} \gamma z$$

où

β = pente de la relation risque-exposition;

w^* = exposition totale pondérée. L'exposition est estimée comme suit : $w_{5-14} + \theta_{15-24} w_{15-24} + \theta_{25+} w_{25+}$. Ainsi, le calcul prend en considération trois périodes d'exposition préalables au temps de l'évaluation du risque : soit 5-14 ans (w_{5-14}), 15-24 ans (w_{15-24}) et plus de 25 ans (w_{25+}). La période 0-5 ans est exclue puisqu'elle est biologiquement non pertinente lorsque l'on prend en considération la phase de latence du cancer du poumon qui dépasse cinq années. Pour chacune de ces périodes, un effet relatif particulier θ a été ajouté pour prendre en considération le fait que le risque diminue lorsque l'exposition est plus ancienne. L'absence de valeur pour la période d'exposition s'étendant de 5 à 14 ans s'explique du fait que le terme θ_{5-14} est fixé comme étant égal à l'unité.

$\phi_{\text{âge}}$ = facteur de pondération en fonction de l'âge. Ce facteur tient compte du fait que le risque relatif diminue avec l'augmentation de l'âge;

γz = débit de dose. Ce paramètre tient compte du fait qu'une même dose totale d'exposition peut être obtenue avec une concentration élevée appliquée pendant peu de temps ou par une faible concentration appliquée pendant une période de temps plus longue. Le paramètre est modifié selon qu'on accorde plus d'importance à l'effet de la concentration élevée ou qu'on accorde plus d'importance à la durée de l'exposition.

À partir de l'équation générale présentée ci-dessus, les membres du BEIR VI ont développé deux modèles, soit le modèle exposition-âge-concentration et le modèle exposition-âge-durée. Ces deux modèles ne diffèrent que par le paramètre γz , qui dans le premier cas, représente la durée de l'exposition et dans le second la concentration moyenne durant la période d'exposition. Les membres du BEIR VI n'ont pas de préférence quant à la validité d'un modèle par rapport à l'autre. Le tableau 9 présente les risques relatifs de cancer du poumon calculés par ces deux modèles pour différentes expositions au radon durant une vie entière en fonction du sexe et du statut tabagique. Les risques relatifs estimés sont plus élevés avec le modèle exposition-âge-concentration qu'avec le modèle exposition-âge-durée. Pour les fins de l'analyse de risque pour le Québec (voir section 6.2.2), le groupe de travail a choisi les estimations les plus prudentes, soit celles calculées à l'aide du premier modèle.

Évidemment, et tel que déjà mentionné, pour pouvoir extrapoler des données obtenues chez des travailleurs à la population générale, les auteurs des modèles du BEIR VI ont dû faire une série de postulats. Par exemple, on a estimé que les doses par unité d'exposition étaient essentiellement les mêmes que l'exposition ait lieu dans une mine ou dans une maison. Pour extrapoler les risques calculés à partir d'expositions en milieu de travail qui sont d'un ordre de grandeur plus élevé qu'en milieu résidentiel, le comité du BEIR VI a présumé que la relation entre le risque de cancer du poumon en fonction de l'exposition au radon devait être décrite par un modèle linéaire et qu'il était impossible de déterminer un seuil sécuritaire. En d'autres termes, toute exposition entraîne un risque. En rapport avec la synergie entre l'exposition au radon et le tabagisme, le comité du BEIR VI a décrit l'effet par une relation sous-multiplicative. Les modèles ayant été bâtis à partir de données obtenues chez des hommes adultes, on a fait l'hypothèse que le risque était sensiblement le même chez les femmes et on n'a pas fait d'ajustements spécifiques pour des expositions survenues dans l'enfance. Finalement, pour caractériser le risque pour la population américaine, le comité du BEIR VI a utilisé des données ponctuelles de mortalité par cancer du poumon aux États-Unis (1985-1989) et de prévalence du tabagisme (1993).

Tableau 9 Estimation du risque relatif de développer un cancer du poumon pour une exposition à vie au radon domestique chez les fumeurs et les non-fumeurs^a

Exposition (Bq/m ³)	Modèle d'exposition- âge-concentration		Modèle d'exposition- âge-durée	
	Hommes	Femmes	Hommes	Femmes
Fumeurs				
25	1,08	1,09	1,05	1,06
50	1,16	1,18	1,11	1,12
100	1,32	1,35	1,21	1,24
150	1,47	1,52	1,32	1,35
200	1,62	1,69	1,42	1,47
400	2,17	2,35	1,81	1,92
800	3,12	3,55	2,51	2,76
Non-fumeurs				
25	1,19	1,20	1,13	1,14
50	1,39	1,41	1,26	1,27
100	1,78	1,82	1,52	1,55
150	2,16	2,23	1,78	1,82
200	2,54	2,64	2,03	2,09
400	4,06	4,26	3,05	3,17
800	7,00	7,44	5,06	5,32

^a Les valeurs présentées dans le tableau donne un aperçu de la probabilité de mourir du cancer du poumon chez les individus d'un groupe (ex. hommes fumeurs) exposés à une concentration donnée de radon par rapport à des individus du même groupe qui seraient non exposés. Par exemple, un homme fumeur exposé à 800 Bq/m³ pendant toute sa vie, aurait un risque de mourir du cancer du poumon environ 3 fois plus grand qu'une personne fumeuse non exposée au radon (selon le modèle d'exposition-âge-concentration). Ainsi, le fait que les risques relatifs soient plus élevés chez les non-fumeurs que chez les fumeurs n'implique pas que les fumeurs sont moins à risque que les non-fumeurs. En effet, dans la population générale, indépendamment de son exposition au radon, la probabilité de développer un cancer du poumon chez un fumeur est dix fois plus importante que pour un non fumeur.

Source : NRC (1998)

Évidemment, le développement de modèles d'analyses de risque tels que ceux élaborés par le comité du BEIR VI est un exercice qui, malgré toute la rigueur avec laquelle il a été fait, demeure soumis à bien des incertitudes. Le tableau 10 décrit les sources d'incertitudes identifiées par les auteurs du BEIR VI en rapport avec leurs estimations de risque. Le comité du BEIR VI a utilisé des méthodes pour tenter de quantifier ces incertitudes, et ainsi calculer un intervalle de confiance à 95 % pour les

estimations. Ainsi, les risques de mortalité par cancer du poumon attribuable au radon aux États-Unis respectivement estimés par les modèles exposition-âge-concentration et exposition-âge-durée sont de 14 % (IC 95 % : 10-26) et 10 % (IC 95 % : 8-19) et les décès annuels de 21 800 (IC 95 % : 14300-37 500) et 15 400 (IC 95 % : 10 700-24 000). Dans une analyse subséquente des facteurs d'incertitudes, le comité du BEIR VI a estimé que le nombre de cas annuels pourrait varier de 3 000 à 32 000, tel que déjà mentionné, faisant de l'exposition résidentielle au radon la deuxième plus grande cause de cancer du poumon après le tabagisme et un problème de santé publique (NRC, 1998).

Tableau 10 Sources d'incertitudes identifiées par le comité du BEIR VI dans les estimations de mortalité par cancer du poumon causées par l'exposition résidentielle au radon

<p>I Sources d'incertitudes associées à l'utilisation du modèle reliant l'exposition au radon et le cancer du poumon</p> <p>A. Incertitudes sur les valeurs dérivées à partir des données chez les mineurs qui ont été attribuées aux différents paramètres du modèle</p> <ol style="list-style-type: none">1. Variabilité dans l'échantillonnage des données chez les mineurs2. Erreurs et faiblesses des données chez les mineurs<ol style="list-style-type: none">a) Erreurs dans les données relatives aux effets mesurés, incluant les informations sur les taux de survie et les raisons des décèsb) Erreurs dans les données sur l'estimation de l'exposition au radon et aux produits de filiation incluant l'estimation de l'exposition cumulative, les taux et la durée d'expositionc) Faiblesses des données sur l'exposition concomitante à d'autres contaminants comme l'arsenic ou la fumée de cigarettes <p>B. Incertitudes associées à l'utilisation du modèle dans un contexte d'exposition résidentielle</p> <ol style="list-style-type: none">1. Forme de la relation dose/réponse à différents niveaux d'exposition et taux d'exposition2. Expression temporelle du risque3. Lien entre le niveau de risque et le sexe des personnes exposées4. Lien entre le niveau de risque et l'âge auquel la personne a été exposée5. Lien entre le niveau de risque et le statut tabagique <p>II Sources d'incertitudes associées à l'importance des différents produits de filiation retrouvés dans les mines et les résidences</p> <p>III Sources d'incertitudes associées à l'estimation de la distribution des valeurs d'exposition dans la population</p> <ol style="list-style-type: none">1. Estimation de la concentration moyenne de radon2. Estimation de la fraction d'équilibre moyenne3. Estimation du facteur d'occupation moyen <p>IV Sources d'incertitudes associées aux données démographiques utilisées pour calculer le risque à vie</p>

Adapté du rapport BEIR VI (NRC, 1998)

6.2.2 Modèle d'analyse de risque sélectionné par le groupe de travail de l'INSPQ

Dans les sections qui suivent, nous tenterons d'évaluer l'impact sanitaire pouvant être associé à différents scénarios d'intervention. Les premiers scénarios étudiés considèrent la mise en place de mesures qui viseraient à réduire les concentrations de radon dans les résidences de toute la province tandis que d'autres scénarios considèrent plutôt des programmes d'intervention qui, à l'instar de certains pays, cibleraient uniquement les régions considérées à risque ou encore les localités dans lesquelles on retrouve une forte proportion de maisons présentant des concentrations élevées de radon. Finalement, nous avons élaboré un scénario qui examine les effets d'un programme axé sur l'exposition au radon dans les écoles. Les différents scénarios considérés dans l'étude sont décrits plus en détail ci-dessous.

L'estimation du risque de cancer du poumon associé à l'exposition résidentielle au radon a été effectuée à partir d'un modèle de type Monte Carlo intégrant l'exposition résidentielle au radon, la mobilité résidentielle et le modèle de risque de cancer présenté à la section 6.2.1. Les simulations ont été effectuées à l'aide du logiciel « @Risk » (Palisade Inc., New-York) à partir de distributions statistiques prédéterminées (Ayotte *et al.*, 1998).

Pour tenir compte de la mobilité de la population dans l'évaluation de l'exposition au radon dans les résidences, la fréquence des déménagements chez les citoyens canadiens documentée par Statistique Canada dans le cadre de l'enquête sociale de 1990 a été utilisée. Cette banque de données a permis de déterminer le nombre et la distance probable des déménagements en fonction de l'âge des individus. Les données sur les déménagements n'étaient toutefois disponibles que pour les personnes âgés de 15 ans et plus. Ainsi, pour les individus de moins de 15 ans, la mobilité résidentielle a été considérée similaire à celle des jeunes adultes en âge d'avoir des enfants. Selon l'information fournie par Statistique Canada, le nombre moyen de déménagements au cours d'une vie est de 14 (minimum : 0 et maximum : 43).

Pour les fins de l'évaluation, la localisation de la première résidence a été choisie de façon aléatoire parmi l'ensemble des régions de la province, en accordant cependant un poids plus grand aux régions plus densément peuplées. La destination suite à un déménagement a également été choisie de façon aléatoire en tenant compte de la distance et de la taille de la population des régions à atteindre. Pour chacune des résidences habitées par une personne durant une vie, une concentration de radon a été déterminée de façon aléatoire à partir d'une distribution de valeurs connues. Les données sur les concentrations de radon dans les résidences des différentes régions socio-démographiques ont été tirées de l'étude de Lévesque *et al.* (1995) pour les régions estimées comme non à risque, régions qui abritaient, dans le cadre de cette étude, plus de 99 % de la population québécoise. Les teneurs mesurées au rez-de-chaussée ont été retenues pour les fins de l'évaluation. Afin d'augmenter les effectifs, dans les cas où seul le sous-sol avait fait l'objet d'une mesure, on attribuait une valeur au rez-de-chaussée en divisant la concentration au sous-sol par 1,7, soit le ratio des valeurs obtenues aux sous-sols sur celles des rez-de-chaussée pour l'ensemble de l'étude provinciale. Ce choix nous a semblé approprié parce qu'il nous apparaît comme plus représentatif de l'exposition de l'ensemble de la population québécoise, en incluant les familles qui vivent dans des appartements situés au deuxième étage ou à des niveaux plus élevés, que les concentrations retrouvées aux sous-sols. D'ailleurs, aux États-Unis, on a estimé à 24,8 Bq/m³ l'exposition médiane de l'ensemble de la population, soit très près de la concentration médiane de 28,5 Bq/m³ mesurée aux rez-de-chaussée des maisons unifamiliales et

bien inférieures à celle de 69,6 Bq/m³ documentée dans les espaces habités des sous-sols des mêmes maisons (Marcinowski *et al.*, 1994). Les moyennes (arithmétiques) et les écarts-types des concentrations retenues pour les fins d'analyse sont donnés au tableau 11. La distribution des valeurs de concentration a été considérée comme étant de type log-normale. Dans le cas de déménagements à l'extérieur de la province, la distribution des valeurs obtenues pour l'ensemble de la province a été retenue pour définir l'exposition.

Tableau 11 Concentrations de radon (Bq/m³) dans les différentes régions de la province retenues pour les fins de l'étude (rez-de-chaussée)

	n	Moyenne arithmétique	Écart-type
Bas-Saint-Laurent	24	45,4	57,2
Saguenay-Lac-Saint-Jean	24	33,9	43,5
Québec	51	57,4	121,0
Mauricie	41	13,3	10,5
Estrie	14	28,5	19,9
Montréal	30	20,1	19,0
Outaouais	15	27,2	25,8
Abitibi-Témiscamingue	17	12,4	12,0
Côte-Nord	23	40,0	63,4
Gaspésie	15	71,9	84,6
Chaudière-Appalaches	26	62,2	80,6
Laval	22	35,5	29,2
Lanaudière	25	38,3	48,3
Laurentides	18	25,7	32,2
Montérégie	104	41,5	38,5
Ensemble de la province	-	38,1	59,5

Le nombre de décès par cancer du poumon attribuables à l'exposition résidentielle au radon a été calculé à partir du modèle exposition-âge-concentration du BEIR VI décrit plus haut (NRC, 1998). Ce modèle suppose l'existence d'une relation linéaire sans seuil entre le cancer du poumon et l'exposition résidentielle au radon. Pour chaque année de vie, la probabilité additionnelle de mourir d'un cancer dû au radon a été calculée en considérant l'exposition présente et passée, le sexe et le statut tabagique. Les probabilités ont ensuite été additionnées pour obtenir un risque additionnel de décès par cancer du poumon pour une durée de vie de 80 ans.

À partir des données rapportées précédemment, le risque additionnel de mourir du cancer du poumon résultant de l'exposition domiciliaire au radon a été calculé pour les non-fumeurs, les anciens fumeurs et les fumeurs des deux sexes, en effectuant 10 000 simulations pour chacun de ces groupes. Le nombre de décès dans chaque groupe a été estimé en multipliant le risque estimé par le nombre de personnes les composant. Le nombre de personnes par catégorie de consommation de tabac a été établi selon les données de prévalence du tabagisme au Québec obtenues lors de l'enquête Santé Québec de 1998 (Institut de la statistique du Québec, 2001). Les statistiques démographiques utilisées sont celles de 1998 et proviennent de l'Institut de la statistique du Québec (Institut de la statistique du Québec, 2002a).

6.2.3 Programme d'intervention provinciale

6.2.3.1 Description du programme

Les bénéfices associés à la mise en place d'un programme d'intervention provinciale qui viserait la réduction de l'exposition de la population au radon résidentiel ont été évalués en comparant le nombre estimé de décès par cancer du poumon dus au radon si un programme était mis en place avec le nombre de décès attendus si aucune mesure n'était prise pour réduire l'exposition de la population au radon (*statu quo*). Nous avons également comparé le nombre de décès par cancer du poumon pouvant être prévenus par l'implantation d'un programme d'intervention sur le radon domiciliaire avec le nombre de décès (somme des 10 principales pathologies associées au tabagisme⁹) pouvant être évités par un programme d'intervention sur le tabac qui viserait à réduire la proportion de fumeurs dans la population de 1 %. Le nombre de décès prévenus par un programme de réduction du tabagisme a été estimé à partir de la méthodologie décrite dans Lévesque *et al.* (1998). De plus, afin d'évaluer l'impact du tabagisme sur la mortalité par cancer du poumon causé par le radon domiciliaire, le nombre de décès dus au radon pouvant être prévenus en diminuant le taux de tabagisme de 1 % a également été estimé en diminuant, dans le calcul du nombre de décès par cancer du poumon attendu dans la situation actuelle (*statu quo*), la proportion de fumeurs dans la population de 1 % et en augmentant de la même proportion le nombre de non-fumeurs. Les calculs ont également été repris pour fins de comparaison en considérant qu'il n'y avait aucun fumeur dans la population.

Le nombre de décès par cancer du poumon dus au radon à la suite de la mise en place d'un programme d'intervention a été estimé en présumant, comme il a été observé ailleurs dans le monde, que les concentrations de radon seraient mesurées dans un certain pourcentage des maisons et que des mesures seraient mises en place suivant les niveaux mesurés dans une fraction de ces maisons. Pour les fins de l'étude, il a été considéré que la probabilité de mesurer la concentration de radon était de 6 % à chaque déménagement et que si la concentration mesurée se situait alors entre 150 et 800 Bq/m³, des mesures de mitigation étaient mises en place dans 12 % des maisons. La probabilité de mise en place de mesures de mitigation augmentait toutefois à 32 % lorsque la concentration mesurée était supérieure à 800 Bq/m³.

La probabilité qu'une personne mesure les concentrations de radon dans les résidences a été dérivée des résultats obtenus dans le cadre de différentes enquêtes menées aux États-Unis (Doyle *et al.*, 1991, Field *et al.*, 1993, Ford *et al.*, 1996). Selon ces études, malgré les efforts importants mis dans les campagnes d'information, entre 3 et 6 % seulement des propriétaires de maison auraient mesuré les concentrations de radon dans les maisons aux États-Unis (Doyle *et al.*, 1991; Field *et al.*, 1993; Eheman *et al.*, 1996). Cliff *et al.* (1992) rapportent un taux de participation similaire (6,8 %) au Royaume-Uni. Les pourcentages de propriétaires mettant en place des mesures de mitigation ont pour leur part été tirés de Doyle *et al.* (1991). Les valeurs obtenues dans cette étude sont également comparables à celles indiquées dans Spiegel et Krewski (2002) pour une population canadienne de la région de Winnipeg.

⁹ Les pathologies considérées sont : le cancer du pancréas, le cancer de la cavité orale, le cancer de l'oesophage, le cancer du larynx, le cancer du poumon, le cancer de la vessie, le cancer du rein, les bronchites et l'emphysème, les cardiopathies ischémiques et les maladies cérébro-vasculaires.

Lorsque des mesures de mitigation étaient mises en place, il a été considéré que dans 50 % des cas la dépressurisation active du sol était utilisée comme méthode de mitigation et que dans les autres cas des méthodes moins efficaces étaient retenues pour réduire les concentrations de radon. Ces valeurs ont été fixées arbitrairement en considérant que la dépressurisation active du sol avait été retenue comme mesure de mitigation par environ la moitié des propriétaires de maison qui avaient mis en place des mesures de mitigation au Royaume-Uni (Naismith, 1994; 1997; Naismith *et al.*, 1998).

Les concentrations après mitigation ont été déterminées en divisant la concentration mesurée initialement dans la maison par un facteur de réduction (sans unité) déterminé au hasard à partir d'une distribution prédéterminée (pour la dépressurisation active du sol : distribution log-normale tronquée définie par une moyenne arithmétique de 14, un écart-type de 25 et des valeurs minimales et maximales respectivement de 1 et 110; pour les autres méthodes : distribution log-normale tronquée définie par une moyenne arithmétique de 2,2, un écart-type de 2 et des valeurs maximales et minimales respectivement de 1 et 24). Les valeurs utilisées pour définir la distribution des facteurs de réduction ont été tirées de Cliff *et al.* (1994; les écarts-types n'étant pas disponibles, ils ont été estimés à partir des moyennes géométrique et arithmétique fournies dans le texte). Il a été présumé qu'une fois mise en place, l'efficacité des mesures ne diminuait pas avec le temps. Les concentrations après mitigation ne pouvaient cependant être inférieures à 15 Bq/m³. Lorsque des mesures étaient mises en place pour réduire les concentrations de radon dans la demeure, elles l'étaient dès l'arrivée des citoyens dans le nouveau domicile.

Pour fins de comparaison, le nombre maximal de cancers pouvant être prévenu par la mise en place d'un programme d'intervention visant la réduction des concentrations dans les résidences a également été estimé en considérant que des mesures étaient systématiquement prises à chaque déménagement et que la dépressurisation active du sol était retenue comme méthode de mitigation dans toutes les résidences pour réduire les concentrations lorsque celles-ci excédaient 150, 200, 400 et 800 Bq/m³.

6.2.3.2 Résultats anticipés de la mise en application du modèle provincial

Selon le modèle utilisé, environ 430 décès par cancer du poumon pourraient être attribuables à l'exposition de la population au radon en milieu résidentiel chaque année au Québec. L'exposition par le radon expliquerait donc environ 10 % des décès par cancer du poumon enregistrés au Québec dans une année (4 101 décès/année selon le fichier des décès au Québec pour l'année 1998). Soixante pour cent des cas surviendraient chez les fumeurs, 30 % chez les ex-fumeurs et 10 % chez les personnes n'ayant jamais fumé.

Dans le meilleur des cas, si des mesures étaient prises dans toutes les maisons et que des mesures de mitigation efficaces (ex. : dépressurisation active du sol) étaient automatiquement mises en place lorsque les concentrations en radon excèdent 150 Bq/m³, le nombre de décès par cancer du poumon causés par le radon serait diminué d'environ 16,5 % (71 décès/430 décès au total), ce qui représenterait une diminution de la mortalité par cancer du poumon dans la province d'environ 1,7 % (71 décès/4 101 décès). Si le seuil à partir duquel des mesures étaient prises était plutôt fixé à 200 Bq/m³, le nombre de décès causés par le radon domestique qui pourrait être prévenu diminuerait à environ 8,4 % (36 décès/430 décès au total), soit une diminution de 0,9 % (36 décès/4 101 décès) de la mortalité par cancer du poumon au Québec. Enfin, si les seuils à partir desquels des mesures étaient systématiquement prises pour réduire les concentrations de radon étaient augmentés à 400 Bq/m³ ou à

800 Bq/m³, les pourcentages de décès par cancer du poumon causés par le radon qui pourraient être prévenus seraient respectivement de 6,1 % (26,4 décès/430 décès) et de 2,5 % (10,8 décès/430 décès).

Dans les faits, si comme dans le scénario décrit plus haut¹⁰ une fraction seulement de la population prenait des mesures pour réduire les concentrations de radon dans les domiciles, la mise en place d'un programme d'intervention permettrait à long terme de prévenir en moyenne moins d'un décès par année à l'échelle de la province (0,8 cas; IC 99 % : -3,6 à 5,2 cas/année), soit une diminution de la mortalité par cancer du poumon dans la population québécoise de 0,02 % (0,8 décès/4 101 décès).

En contrepartie, un programme d'intervention qui permettrait de réduire le tabagisme de seulement 1 % permettrait de prévenir 78,4 décès par année (résultats des 10 principales pathologies associées au tabagisme), soit 98 fois plus que le nombre de vies qui pourraient être sauvées selon le scénario réaliste considéré plus haut. Environ 40 % de ces décès (30 décès) seraient attribuables au cancer du poumon (causé par le tabagisme). Ce programme sur la réduction du tabagisme permettrait par ailleurs de réduire à lui seul le nombre de décès par cancer du poumon causé par le radon de 6,2 cas par année (calculé à partir des niveaux de risque estimés par modélisation et en réduisant le nombre de fumeurs de 1 %). Soulignons que des 430 cas annuels estimés de cancer du poumon reliés au radon, 300 résulteraient de la synergie avec le tabagisme.

6.2.4 Programme d'intervention régionale

6.2.4.1 Description du programme

L'impact d'un programme d'intervention visant uniquement les régions sociosanitaires où les concentrations sont plus élevées que la moyenne provinciale a été évalué en utilisant les données sur les concentrations de radon mesurées en Gaspésie. Cette région a été retenue aux fins de la présente analyse puisque les concentrations de radon mesurées dans le cadre de l'étude québécoise (Lévesque *et al.*, 1995) y semblent plus élevées que dans la plupart des autres régions du Québec. Il faut cependant être prudent dans l'interprétation des données réparties sur une base régionale dans le cadre de cette dernière étude en raison du faible échantillonnage. Ceci est illustré par les intervalles de confiance importants des moyennes géométriques et arithmétiques reportées à l'annexe II, indiquant par surcroît que des données supplémentaires seraient nécessaires pour obtenir un portrait plus précis des répartitions des concentrations par région.

Comme précédemment, l'évaluation a été réalisée en comparant le nombre de décès par cancer du poumon dus au radon attendus dans la région si un programme était mis en place avec le nombre estimé si aucune mesure n'était prise pour réduire l'exposition de la population gaspésienne au radon (*statu quo*). La mortalité par cancer du poumon attribuable à l'exposition résidentielle au radon a été calculée suivant le modèle décrit plus haut. Les valeurs retenues sur la prévalence du tabagisme en Gaspésie ont été établies à partir des données de l'enquête Santé Québec indiquée ci haut. Les données démographiques ont, pour leur part, été tirées du site Internet de l'Institut de la statistique du Québec (2002b, données pour l'année 2001). Comme indiqué précédemment, pour tenir compte de la mobilité

¹⁰ Selon ce scénario, la probabilité de mesurer la concentration de radon était de 6 % à chaque déménagement et si la concentration mesurée se situait alors entre 150 et 800 Bq/m³, des mesures de mitigation étaient mises en place dans 12 % des maisons. La probabilité de mise en place de mesures de mitigation augmentait toutefois à 32 % lorsque la concentration mesurée était supérieure à 800 Bq/m³.

de la population, la fréquence des déménagements chez les citoyens canadiens, documentée par Statistique Canada dans le cadre de l'enquête sociale de 1990, a été utilisée. La première région de résidence dans ces simulations était la Gaspésie mais par la suite, le scénario de déménagement était le même que dans les simulations précédentes. L'utilisation de données québécoises pour décrire les habitudes de déménagement de la population gaspésienne peut entraîner un biais dans l'estimation de la mortalité par cancer du poumon qui est difficile à quantifier. Toutefois, ce biais peut être considéré comme marginal lorsque l'on mesure l'impact des mesures de mitigation parce que les mêmes données sur les déménagements sont utilisées pour calculer la mortalité par cancer du poumon dans le scénario « *statu quo* » que dans le scénario « avec mitigation ».

La probabilité de mesurer la concentration de radon dans la résidence a arbitrairement été fixée à 12 %, soit le double de la valeur retenue pour le scénario précédent. Il a été présumé que des campagnes d'information plus ciblées et une aide financière du gouvernement pouvaient être mises en place dans le cadre d'interventions régionales et que ces efforts se concrétiseraient par des taux de participation plus élevés (arbitrairement fixé à deux fois les valeurs retenues précédemment). De la même façon, la probabilité de mise en place de mesures de mitigation a été fixée à 24 % (double de la valeur retenue dans le cadre du scénario provincial) lorsque les concentrations se situaient entre 150 et 800 Bq/m³. Toutefois, comme pour le scénario précédent, une valeur de 32 % a été retenue pour décrire la probabilité de mise en place de mesure de mitigation lorsque les concentrations mesurées dans les maisons excédaient 800 Bq/m³. Les valeurs attribuées aux autres variables du modèle (efficacité des mesures de mitigation) sont les mêmes que celles retenues pour le scénario provincial.

6.2.4.2 Résultats anticipés de la mise en application du modèle régional

Selon le modèle utilisé, environ neuf décès par cancer du poumon par année seraient attribuables au radon pour la seule région de la Gaspésie. Dans cette région, environ 10 % des décès par cancer du poumon (88 décès/année selon le fichier des décès au Québec pour l'année 1998) seraient donc attribuables à l'exposition résidentielle au radon. Selon le scénario considéré¹¹, un programme d'intervention sur le radon permettrait à long terme de prévenir 0,09 (IC 99% : 0,01-0,16) décès par cancer du poumon par année (de l'ordre d'un cas par décennie), soit une diminution de la mortalité par cancer du poumon dans la population gaspésienne de l'ordre de 0,1 % (0,09/88). En comparaison, l'implantation d'un programme de prévention du tabagisme qui permettrait de réduire de 1 % le nombre de fumeurs permettrait de prévenir 1,4 décès par année en Gaspésie (10 principales pathologies associées au tabagisme incluses), soit 15 fois plus que le nombre de décès par cancer du poumon pouvant être prévenu selon le scénario précédent. De ce nombre environ 40 % des décès seraient attribuables au cancer du poumon (causé par le tabagisme).

Par ailleurs, en réduisant le nombre de fumeurs de 1 %, le nombre de décès par cancer du poumon causés par le radon serait réduit dans une proportion comparable (0,13 cas/année; IC 99% : 0,05-0,21) à celle attendue si des mesures de mitigation étaient mises en place (0,09 cas/année). Tel que mentionné précédemment, des 430 cas annuels estimés de cancer du poumon reliés au radon, 300 résulteraient de la synergie avec le tabagisme.

¹¹ Selon ce scénario, la probabilité de mesurer la concentration de radon était de 12 % à chaque déménagement et si la concentration mesurée se situait alors entre 150 et 800 Bq/m³, des mesures de mitigation étaient mises en place dans 24 % des maisons. La probabilité de mise en place de mesures de mitigation était de 32 % lorsque la concentration mesurée était supérieure à 800 Bq/m³.

6.2.5 Programme d'intervention locale

6.2.5.1 Description du programme

Les bénéfiques associés à des interventions qui cibleraient uniquement les localités dans lesquelles on retrouve une forte proportion de maisons présentant des concentrations élevées de radon ont été évalués à partir des données obtenues lors des interventions effectuées à Oka (Savard *et al.*, 1998). Les concentrations de radon mesurées dans un des secteurs d'Oka sont particulièrement élevées et les bénéfiques attendus d'une éventuelle intervention devraient donc être plus élevés à cet endroit que dans les autres municipalités de la province.

Le nombre de décès par cancer du poumon attribuables à l'exposition résidentielle au radon a été calculé suivant le modèle décrit plus haut. La concentration moyenne (arithmétique) de radon dans les habitations et l'écart-type des valeurs ont été fixés à 781 Bq/m³ et 1597 Bq/m³, respectivement (DSP des Laurentides, données non publiées). Pour les fins de l'évaluation, la probabilité de mesurer la concentration de radon a , pour sa part, été fixée à 68 % et la probabilité d'apporter des mesures de mitigation à 18 % si les concentrations se situaient entre 150 et 800 Bq/m³ et à 53 % si les concentrations étaient supérieures à 800 Bq/m³. Ces résultats ont été obtenus à Oka suite à des campagnes intensives d'information et en assumant complètement les coûts associés à la mesure des concentrations de même que la majorité des coûts de mitigation. Compte tenu du degré d'implication des autorités publiques dans le dossier et des efforts mis pour persuader le public à participer au programme, les probabilités retenues ici représentent vraisemblablement les valeurs maximales qui peuvent être obtenues dans une telle situation.

Les données sur la prévalence du tabagisme au Québec indiquées plus haut de même que les données sur la fréquence des déménagements chez les citoyens canadiens ont été retenues pour les fins de l'évaluation. La population habitant dans la zone à risque a été déterminée en présumant qu'il y avait en moyenne 2,5 personnes dans les 350 maisons situées dans la zone considérée comme propice à l'enregistrement de valeurs élevées de radon et que le ratio des sexes de la population était de un pour un. Les valeurs attribuées aux autres variables du modèle (efficacité des mesures de mitigation) sont les mêmes que celles retenues pour le scénario provincial.

6.2.5.2 Résultats anticipés de la mise en application du modèle local

Selon le modèle utilisé, dans les secteurs d'Oka à risque de surexposition au radon, environ un décès par cancer du poumon tous les trois ans (0,35 décès/année) en moyenne pourrait être attribuable à l'exposition résidentielle au radon pour une population présumée de près de 900 personnes habitant dans la zone à risque. L'implantation de mesures de mitigation selon le scénario envisagé permettrait à long terme de réduire la mortalité par cancer du poumon causée par l'exposition au radon résidentiel à 0,30 décès/année, soit une diminution d'environ 0,05 cas/année (1 décès/ 20 ans) ou encore de 14 %. Chez les non-fumeurs, le nombre de décès par cancer du poumon causé par le radon passerait de 0,035 cas/année (1 décès/28 ans) à 0,029 cas par année (1 décès/34 ans) tandis que chez les ex-fumeurs, le nombre de décès passerait de 0,11 cas/année (1 décès/9 ans) à 0,09 cas/année (1 décès/11 ans). Enfin, chez les fumeurs, la mortalité par cancer du poumon causée par l'exposition au radon domiciliaire passerait de 0,21 cas/année (1 décès/5ans) à 0,18 cas par année (1 décès/6 ans).

6.2.6 Programme d'intervention dans les écoles

6.2.6.1 Description du programme

Dans ce scénario, les concentrations de radon sont présumées connues pour toutes les écoles primaires et secondaires. Pour ce faire, on applique la distribution des concentrations de radon au rez-de-chaussée dans les résidences du Québec (Lévesque *et al.*, 1995). L'exposition est calculée en considérant que les enfants sont exposés entre l'âge de 5 et 18 ans à raison de 180 jours par année et de 8 heures par jour. On a établi la prévalence du tabagisme à partir des données de l'enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (2000-2001). Pour les jeunes de 12 à 19 ans, elle est de 18,9 %. On a calculé le nombre de cancers dû à cette exposition sur une période de 80 ans. Par la suite, on a évalué les effets de mesures pour réduire l'exposition lorsque les concentrations excèdent 150 Bq/m³. Les teneurs après mitigation sont déterminées en présumant l'utilisation d'une technique de dépressurisation active du sol (voir les paramètres déjà décrits plus haut dans le programme d'intervention provinciale).

6.2.6.2 Résultats anticipés de la mise en application du modèle écoles

Si on applique comme mesure de l'exposition la distribution des concentrations de radon mesurées au rez-de-chaussée des résidences du Québec, on estime sur une période de 80 ans à 1 158 (dont 112 chez les non-fumeurs) le nombre de décès dus aux concentrations de radon dans les écoles primaires et secondaires (âge de 5 à 18 ans). En supposant un programme pour abaisser les teneurs en radon sous les 150 Bq/m³ à l'aide de la meilleure technologie disponible (dépressurisation active du sol), il devrait être possible de diminuer ce nombre de 2,36 par année (soit 188,45 décès pour 80 ans, dont 18,19 chez les non-fumeurs).

6.3 DISCUSSION

Au Québec et dans l'ensemble du Canada, le cancer du poumon constitue la principale cause de mortalité par cancer (Institut national du cancer du Canada, 1996). Il s'agit d'une pathologie redoutable pour laquelle il n'existe aucun programme de dépistage démontré efficace et dont la mortalité demeure très élevée. Or, selon l'évaluation réalisée dans cette étude, environ 10 % des décès par cancer du poumon au Québec seraient attribuables à l'exposition résidentielle au radon. Après le tabagisme, l'exposition au radon résidentiel est en effet considérée comme la seconde cause de cancer du poumon (NRC, 1998). Plusieurs pays ont donc mis en place divers programmes d'intervention dans le but de réduire l'exposition de la population au radon (voir la section 6.1.3). Peu d'entre eux ont toutefois tenté d'évaluer l'efficacité de ces programmes. Les informations disponibles démontrent cependant que persuader la population d'effectuer des tests de dépistage peut être un défi énorme et que même un dépistage montrant des concentrations élevées ne résultera pas nécessairement en la mise en place de mesures de mitigation pour ces maisons, qu'elles soient gratuites (Field *et al.*, 1993) ou non (Endokimoff et Ozonoff, 1992). Face à cette résistance de la population, plusieurs pays ont choisi d'agir uniquement dans les zones où les concentrations sont les plus élevées de façon à concentrer les ressources disponibles, qui sont souvent limitées, dans les zones considérées comme plus à risque et ainsi maximiser l'impact des interventions.

L'implantation d'un programme d'intervention qui viserait à réduire les teneurs de radon dans les résidences de l'ensemble du parc immobilier n'aurait pas un impact important sur la mortalité par cancer du poumon à l'échelle de la province. L'impact de tels programmes sur la fréquence des décès par cancer du poumon est en fait beaucoup moindre que ceux de programmes de lutte contre le tabagisme qui ont fait leur preuve depuis plusieurs années. Pour obtenir un impact plus important sur la mortalité par cancer du poumon, des tests de dépistage devraient être effectués dans l'ensemble des maisons de la province et des mesures de mitigation efficaces et durables devraient être mises en place dans un fort pourcentage des maisons présentant des concentrations supérieures à 150 Bq/m³. Les bénéfices attendus en termes de réduction du nombre de décès par cancer du poumon (71 cas/année si les mesures les plus efficaces étaient mises en place partout où les concentrations excèdent 150 Bq/m³) n'excéderaient pas le nombre de décès qui pourraient être prévenus en réduisant le taux de tabagisme de seulement 1 % à l'échelle de la province (78 décès/année). Ces résultats concordent avec ceux de Mendez *et al.*, (1998) qui ont démontré qu'en cessant de fumer, une personne pouvait diminuer son risque de développer un cancer du poumon à cause du radon de façon plus marquée qu'en mettant en place des mesures pour réduire son exposition au radon et ce, quelles que soient les teneurs initiales mesurées dans les maisons.

Les bénéfices attendus d'un programme qui, à l'instar de certains pays, ne ciblerait que les régions où les concentrations sont les plus élevées ont été évalués en prenant pour acquis que les efforts déployés permettraient d'atteindre des taux de participation deux fois plus élevés que ceux retenus dans le scénario provincial. Un programme d'intervention sur le radon qui ciblerait la région de la Gaspésie par exemple permettrait de réduire le nombre de décès par cancer du poumon dans la population gaspésienne de 0,1 %, alors qu'un programme qui permettrait de réduire le tabagisme de 1 % serait 15 fois plus efficace. Même en supposant que 70 % des propriétaires participent à un programme de dépistage et que 32 % mettent en place des mesures de mitigation lorsque les teneurs excèdent 150 Bq/m³ (pourcentages similaires à ceux retenus dans l'analyse du scénario d'intervention locale), l'impact sur le nombre de décès par cancer du poumon demeurerait faible (diminution de 0,6 %; 0,56 décès/88 décès).

On retrouve dans le secteur d'Oka une formation géologique très favorable à la présence de concentrations élevées de radon. Même si les niveaux de risque y sont élevés (de l'ordre de 1 chance sur 13 de mourir d'un cancer du poumon à cause du radon chez les hommes fumeurs à 1 chance sur 104 chez les femmes non fumeuses selon les estimations réalisées), la mise en place de mesures de mitigation dans cette petite population a un faible impact sur le nombre de décès par cancer du poumon dans la collectivité québécoise (0,05 cas/année). Ce faible impact à l'échelle de la province ne signifie toutefois pas qu'on ne doit prendre aucune mesure pour réduire l'exposition au radon dans ce secteur. Le résultat calculé d'un programme d'intervention efficace dans cette communauté est une réduction annuelle des décès par cancer du poumon de 14 %. De plus, les concentrations mesurées à cet endroit peuvent entraîner un risque individuel élevé et à elles seules justifier la mise en place d'un plan d'intervention.

En vertu de l'analyse faite concernant l'exposition dans les écoles, 188 décès pourraient être prévenus pour une période de 80 ans si les concentrations au-delà de 150 Bq/m³ étaient mitigées à l'aide de la meilleure technique disponible. Ceci pourrait être une avenue prometteuse. Cependant, en l'absence de données dans les écoles, on a, pour développer ce scénario, utilisé comme mesure d'exposition la distribution des concentrations mesurées aux rez-de-chaussée des habitations au Québec. Or, les

concentrations dans les grands édifices publics sont généralement inférieures à celles mesurées dans les résidences unifamiliales. À titre d'exemple, dans l'étude épidémiologique de l'Iowa, on a utilisé pour estimer l'exposition dans les édifices publics une valeur de 0,5 fois la concentration au rez-de-chaussée des habitations individuelles (Field *et al.*, 2000). Aussi, il est possible que le risque calculé pour les écoles soit surestimé, et ce faisant également le nombre de décès évitables à la suite de travaux de mitigation effectués lorsque les concentrations sont de 150 Bq/m³ et plus. En effet, si les concentrations sont inférieures, il est logique de croire que le nombre d'écoles dont les concentrations excèdent la limite de référence diminue d'autant. Dans ce contexte, il faut être très prudent dans l'interprétation de ces résultats.

Il faut noter que dans l'étude, les nombres de décès par cancer du poumon ont été calculés en présumant une exposition la vie durant chez des individus naissant après la mise en place d'un programme d'intervention. Les valeurs avancées sur la diminution des décès par cancer du poumon suite à la mise en place de mesures de mitigation représentent donc les bénéfices pouvant être attendus à long terme (plusieurs décennies après la mise en place du programme) et représentent, en quelque sorte, les valeurs maximales attendues. Les estimations du nombre de décès prévenus par la réduction de l'exposition au radon ont de plus été faites en présumant que les méthodes de mitigation étaient efficaces et durables. Toutefois, bien que l'efficacité à court terme des mesures de mitigation telle que la dépressurisation active du sol ait été démontrée, la durabilité des interventions et l'applicabilité des techniques au contexte québécois n'a pas été clairement établie. En effet, les quelques essais réalisés jusqu'à présent au Québec par les propriétaires, en absence d'aide technique, n'ont pas été très probants (efficacité variant entre 14 % et 91 % et une seule valeur après mitigation inférieure à 150 Bq/m³; Savard *et al.*, 1999c). Ainsi, il est possible que l'impact des programmes d'intervention ait été surestimé dans le cadre de cette étude. Par contre, une étude pilote de mitigation dans le secteur d'Oka, effectuée par une firme d'ingénieurs avec l'expertise de spécialistes venus des États-Unis et avec l'aide de la Société d'habitation du Québec, a fourni des résultats intéressants, bien qu'on ne dispose à l'heure actuelle que de peu de données, puisque seulement cinq maisons ont fait l'objet de ce projet pilote. Après mitigation, les concentrations sont passées de 292 à 160 Bq/m³, 600 à 75 Bq/m³, 1 405 à 276 Bq/m³, 1 697 à 242 Bq/m³ et de 6 576 à 275 Bq/m³, pour une efficacité respective de 45 %, 87,5 %, 80 %, 86 % et 96 % (DSP des Laurentides, données non publiées).

7 IDENTIFICATION ET EXAMEN DES OPTIONS DE GESTION DES RISQUES

Après avoir présenté les éléments scientifiques nécessaires à l'étude de la problématique du radon domiciliaire dans les chapitres précédents, nous tenterons dans le présent chapitre de porter un regard critique sur les avenues d'intervention possibles. Nous tenterons, dans la mesure du possible, d'analyser les interventions et leurs paramètres à l'aide de critères spécifiques. De nombreuses informations présentées dans les textes qui suivent sont tirées des chapitres précédents. Cette répétition nous est apparue nécessaire à la clarté du texte et les sections concernées sont précisées dans le texte. Le but du présent chapitre est d'appliquer un cadre permettant d'analyser de façon plus structurée l'information scientifique présentée de façon objective dans les chapitres précédents et donc de classer les différentes options d'intervention en fonction de leur valeur relative.

Le contrôle efficace d'un risque implique la mise en place d'un programme, que nous définissons comme un ensemble de mesures et d'activités, organisées, cohérentes et intégrées, permettant de diminuer ou de prévenir l'exposition à ce risque dans la population visée, à l'aide de ressources adéquates. La diminution ou la prévention de cette exposition, dans la mesure où cela est possible, devrait se traduire par une diminution du risque et de l'incidence du problème de santé qui est visé.

Le choix d'un programme efficace doit être fait sur la base de critères, entre autres d'efficacité des interventions, mais aussi sur la base de critères de faisabilité économique, légale, éthique et autres. Certains éléments nécessaires à la prise de décision débordent largement du domaine d'expertise des auteurs du présent rapport et du domaine d'expertise des intervenants de santé publique de façon générale. La démarche dans laquelle s'inscrit le présent document en est donc une de gestion du risque. Ce processus en est un d'identification, de sélection, de mise en œuvre et d'évaluation des actions de réduction du risque à la santé humaine (MSSS, 1999; PCCRARM, 1997). Son but est d'intégrer de manière scientifiquement valable et économiquement efficiente les actions de réduction ou de prévention du risque en considérant les aspects sociaux, culturels, éthiques, politiques et légaux (MSSS, 1999; PCCRARM, 1997). Le processus de gestion du risque couvre l'ensemble des étapes suivantes (INSPQ, 2003; PCCRARM, 1997) :

1. définition du problème et de son contexte;
2. évaluation des risques (détermination de la courbe dose-réponse et estimation de l'exposition);
3. identification et examen des options de gestion des risques;
4. choix de la stratégie de gestion;
5. mise en œuvre des interventions;
6. évaluation du processus et des interventions.

La communication sur les risques et l'implication des parties intéressées ou touchées (population, ministères, municipalités, réseau de la santé, laboratoire, milieux du bâtiment, etc.) font également partie de l'ensemble des étapes du processus et celui-ci est itératif (INSPQ, 2003; PCCRARM, 1997). Le présent rapport se veut une contribution aux étapes 1 à 3 et vise à soutenir le décideur qui aura à choisir la stratégie de gestion (étape 4). Les recommandations issues du présent document visent à permettre aux décideurs d'identifier les suites à donner aux présents travaux. Notons que, bien que partie intégrante du processus de gestion du risque, les auteurs du présent rapport sont d'avis que

l'implication des parties touchées ou intéressées et les activités de communication sur les risques dépassaient le mandat confié au groupe de travail. L'implication des parties touchées ou intéressées et les activités de communication sur les risques pourraient modifier différents aspects du processus de gestion du risque et donc la contribution de la santé publique à la réflexion. Par exemple, en fonction des intérêts soulevés, d'autres paramètres pourraient être inclus dans l'analyse et les objectifs de gestion du risque pourraient être différents. Différents éléments pourraient être soulevés, tels que des préoccupations quant à l'impact sur l'évaluation des maisons, les conflits légaux, l'autonomie décisionnelle, l'équité, etc. Certaines instances de santé publique seront éventuellement appelées à contribuer à ce processus de communication ainsi qu'aux étapes 5 et 6 de gestion du risque.

7.1 GESTION DU RISQUE

Dans la présente section, nous élaborons sur la contribution de la santé publique aux étapes 1 à 3 du processus de gestion du risque. Il est important de noter que la perspective retenue est celle de santé publique et est centrée sur la prévention du cancer du poumon dans la population québécoise. Comme il est précisé ci-dessus, la perspective sur la problématique aurait pu être différente si le processus de gestion avait impliqué les parties touchées ou intéressées.

7.1.1 Définition du problème et de son contexte (étape 1 du processus de gestion du risque)

7.1.1.1 Identification et définition de la problématique

Le radon est un gaz souterrain reconnu cancérigène chez l'humain par des organismes crédibles (USEPA, CIRC) en la matière (section 3.1). Le radon peut causer le cancer du poumon. Le lien entre le radon et le cancer du poumon a été établi à partir d'études épidémiologiques effectuées chez des groupes de travailleurs des mines exposés à de fortes doses (section 3.3.1).

Le lien entre le radon et le cancer du poumon en milieu résidentiel n'est pas déterminé de façon précise quant à son ampleur. Toutefois, les résultats des études récentes en milieu résidentiel sont compatibles avec les extrapolations faites à partir des données obtenues chez les travailleurs (section 3.3).

Bien que sujet à de nombreuses incertitudes, selon l'USEPA, le radon serait responsable d'environ 10 % des décès par cancer du poumon dans la population américaine (section 3.3.1). Comme pour tout cancérigène, le risque de cancer est lié à l'importance de l'exposition et à sa durée.

Nous sommes tous exposés au radon; l'exposition varie d'un individu à l'autre dans le temps et selon le lieu. Le principal lieu d'exposition est habituellement la résidence principale. Il peut également être un autre bâtiment comme un lieu de travail, une école, un commerce, etc. (section 2.1). Les concentrations moyennes de radon mesurées au Québec sont de 34,6 Bq/m³ (moyenne géométrique) et 18,0 Bq/m³ (moyenne géométrique) respectivement au sous-sol et au rez-de-chaussée (section 4.1.3). Ces niveaux sont relativement peu élevés en comparaison avec les niveaux observés dans d'autres pays (section 4.2). Des concentrations beaucoup plus élevées peuvent être observées à des endroits spécifiques (section 4.1.4) et peuvent atteindre plusieurs centaines à plusieurs milliers de Bq/m³.

Selon les données disponibles, on estime qu'il y a environ 3 000 maisons (IC 95 % : 147-18 065) au Québec ayant des concentrations supérieures à 800 Bq/m³ au rez-de-chaussé, environ 20 000 (IC 95 % : 3 966-35 249) avec des concentrations supérieures à 200 Bq/m³ et environ 36 500 (IC 95 % : 18 065-63 742) avec des concentrations supérieures à 150 Bq/m³ (section 4.3). À ce jour, seul un petit nombre de maisons avec des concentrations élevées ont été identifiées à l'aide de campagnes d'échantillonnage localisées.

Des endroits avec des caractéristiques géographiques et géologiques particulières présentent un plus grand nombre de bâtiments avec des concentrations élevées de radon (sections 4.1.4). Le sol sur lequel est construit le bâtiment peut donc avoir un impact important sur la concentration de radon qu'on y mesure. Plus rarement, l'eau souterraine ou les matériaux de construction peuvent être des sources non négligeables de radon. Les caractéristiques du bâtiment (ex. : fissures dans la fondation, ventilation) ont également un impact sur l'accumulation du radon à l'intérieur (section 2.1).

Il est généralement possible de prévenir et de corriger les concentrations élevées de radon dans les bâtiments (section 2.3). Le Code national du bâtiment (CNB) inclut d'ailleurs des dispositions relatives à cette problématique. Dans le contexte actuel, compte tenu du règlement d'exemption concernant les petits bâtiments, les municipalités possèdent encore la compétence exclusive d'adopter ou non ces mesures, prévues à la section 9.13 du CNB. Des instruments de mesure permettant de mesurer la concentration de radon dans un bâtiment sont disponibles (section 2.2). Les études démontrent que les mesures de mitigation peuvent être efficaces. Leur efficacité à long terme est toutefois peu documentée (section 2.3). Les coûts d'intervention sont variables et s'élèvent généralement à quelques milliers de dollars pour une maison unifamiliale déjà construite. Les mesures préventives mises en place lors de la construction de la maison sont beaucoup moins coûteuses et se chiffrent généralement à quelques centaines de dollars.

Les concentrations de radon auxquelles on suggère des correctifs sont variables selon les pays (section 5.1). Celles pour lesquelles on recommande des correctifs se situent généralement entre 150 et 1 000 Bq/m³. Ces variations dans les valeurs de référence sont expliquées par différents facteurs, dont l'objectif visé (section 5.1). Santé Canada considère que des correctifs sont nécessaires lorsque la concentration dépasse 800 Bq/m³. Cependant, cet organisme considère qu'étant donné qu'une exposition, aussi faible soit-elle, présente un certain risque, certains propriétaires voudront tenter de réduire au minimum les teneurs en radon.

Bien qu'il soit possible d'intervenir pour prévenir ou corriger les concentrations élevées de radon dans les bâtiments, la mise en application de mesures concrètes demeure difficile. L'origine naturelle du radon, l'impossibilité de le percevoir, l'absence d'effet aigu, la complexité relative du domaine de la radiation, la confirmation relativement récente des impacts potentiels, la responsabilité diffuse de l'intervention (propriétaires, gouvernements, réseau de la santé, milieu de la construction, etc.), le coût relativement élevé des correctifs ainsi que la disponibilité limitée des experts en la matière en font une problématique difficile à aborder. De fait, la question du radon demeure fort peu connue du public et des professionnels concernés par la question. Les preuves scientifiques d'efficacité des programmes de prévention sont d'ailleurs pratiquement inexistantes et celles qui sont disponibles suggèrent un faible taux de participation et un faible taux de correction des maisons avec un niveau élevé de radon (section 6.1.7). Ces résultats ne peuvent qu'en partie être expliqués par le caractère récent ou peu

novateur des programmes, puisque certains sont en place depuis 10 à 15 ans et que de nombreuses formules visant à favoriser la participation ont été essayées (section 6.1.7).

Dans une perspective considérant la prévention du cancer du poumon comme finalité, il importe de considérer les autres causes de ce cancer et l'impact relatif éventuel que l'intervention sur le radon aura sur son incidence. Selon l'USEPA, une réduction des niveaux de radon dans les habitations sous 150 Bq/m³ permettrait de réduire la mortalité par cancer du poumon de 2 à 4 % aux États-Unis (section 3.3.1).

Plusieurs agresseurs environnementaux ont été associés au cancer du poumon, comme l'amiante, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et le tabagisme passif. Le tabagisme actif demeure toutefois la cause prédominante de cancer du poumon. De plus, il y aurait interaction entre la fumée de tabac et le radon. En effet, les personnes exposées à la fois au radon et à la fumée de tabac encourrent un risque plus élevé de cancer du poumon (section 6.2.1).

7.1.1.2 Objectif de gestion du risque

La perspective retenue en termes d'objectif de gestion du risque représente la principale préoccupation de santé publique en lien avec l'exposition au radon et concerne donc le risque de développer le cancer du poumon. La perspective reflète une vision populationnelle de la santé. En conséquence, l'objectif de gestion du risque est d'avoir un impact significatif sur l'incidence du cancer du poumon dans la population du Québec. Les auteurs du présent rapport ont donc procédé à l'analyse de la problématique ainsi qu'à l'analyse des options de gestion présentées en fonction de la perspective et de l'objectif retenu. L'analyse ne fait pas abstraction des autres perspectives, mais elle tient compte de façon prédominante de celle retenue par les auteurs. Notons que la perspective retenue ne vise pas à répondre spécifiquement aux besoins liés à l'intervention lors du signalement de niveaux élevés dans une maison ou dans un secteur. En effet, les obligations professionnelles, déontologiques, légales et éthiques liées à ces situations ne sont pas toujours les mêmes lors d'une approche individuelle que lors d'une approche populationnelle. Rappelons à cet effet que des modèles d'outils d'intervention destinés aux professionnels des directions de santé publique ont été inclus à l'annexe III, visant à informer et à venir en aide aux citoyens aux prises avec une concentration élevée de radon dans leur domicile ou dans un secteur particulier.

Dans un contexte où d'autres parties impliquées ou concernées par la question du risque lié au radon auraient contribué à l'élaboration des objectifs de gestion du risque, d'autres objectifs auraient pu être retenus. Ces objectifs pourraient être jugés aussi importants voire même plus importants que ceux retenus par les auteurs du présent rapport.

7.1.1.3 Identification des gestionnaires du risque

Le gestionnaire du risque est la personne qui a la responsabilité de prendre les décisions de gestion du risque pour elle-même ou pour les autres (PCCRARM, 1997). Dans le cas du radon domiciliaire, le gestionnaire ultime du risque demeure le propriétaire du logement concerné. Sauf dans le cas d'un programme obligatoire, le propriétaire peut décider de procéder ou non à une mesure de la concentration de radon dans son domicile. Le locataire peut également procéder à une mesure du radon dans son domicile, mais les suites à donner, le cas échéant, demeurent sous la responsabilité du propriétaire. Selon les options de gestion retenues, d'autres instances pourraient également avoir un

rôle de gestionnaire du risque. Ainsi, des instances gouvernementales ou paragouvernementales pourraient avoir à prendre des décisions concernant les critères de gestion, le financement de certaines activités, la réglementation de certains aspects, etc.

Dans le cadre des travaux du groupe de travail sur le radon, nous estimons qu'il est pertinent de considérer le ministère de la Santé et des Services sociaux comme étant le gestionnaire du risque. Ce statut pourrait être modifié lors de l'implication des parties touchées ou intéressées ou dans les suites du processus de gestion du risque.

7.1.2 Évaluation des risques (étape 2 du processus de gestion du risque)

L'évaluation des risques vise avant tout à fournir des éléments utiles à la prise de décision. L'analyse de risque, qui constitue l'un de ces éléments, devrait être utile aux décideurs ainsi qu'aux parties concernées ou touchées par la gestion des risques associés au radon. L'information relative à l'évaluation du risque se retrouve à la section 6.2.1.

Le risque de cancer a été estimé à l'aide du modèle proposé par le BEIR VI (section 6.2.1). Seul le cancer du poumon est associé au radon. Il s'agit d'un type de cancer hautement létal. On estime la probabilité de survie relative à 5 ans à environ 17 % (INSPQ, 2002).

Le modèle utilisé est reconnu et jouit d'un large support dans la communauté scientifique. Il existe toutefois plusieurs sources d'incertitudes liées à son utilisation. Ces incertitudes sont attribuables aux problèmes de qualité des données obtenues chez les mineurs, aux difficultés reliées à l'utilisation d'un modèle obtenu à partir de populations de travailleurs pour estimer le risque dans la population générale, aux différences entre les expositions en milieu résidentiel et celles des mines, aux imprécisions dans l'estimation de l'exposition de la population et à la précision relative des paramètres démographiques utilisés (voir le tableau 10).

En fonction du modèle et des paramètres utilisés, on estime que le radon serait associé à environ 430 des 4 101 décès par cancer du poumon observés par année au Québec (section 6.2.3.2). La plupart de ces 430 décès pourraient être dus aux faibles expositions que l'on rencontre dans la majorité des maisons. Les interventions et mesures correctives du radon ne visent pas les maisons avec de faibles concentrations de radon mais plutôt celles moins nombreuses qui ont des concentrations de radon considérées élevées. Le seuil, à partir duquel on considère qu'une maison présente une concentration élevée de radon, a donc un impact sur le nombre de cancers qui seront évités par une intervention. Selon le seuil retenu, le nombre de cancers qu'il serait théoriquement possible d'éviter est celui indiqué au tableau 12. Il s'agit d'estimés théoriques dans la mesure où nous assumons que toutes les maisons dépassant le seuil d'intervention sont identifiées et que les correctifs sont mis en place et sont efficaces dans toutes ces maisons.

Tableau 12 Nombre de décès par cancer du poumon théoriquement évitables par année au Québec en fonction du seuil d'intervention retenu

Seuil d'intervention	Nombre de décès théoriquement évitables ^a	Proportion des 430 décès par cancer du poumon associés au radon théoriquement évitables ^b (%)	Proportion des 4 101 décès par cancer du poumon théoriquement évitables ^c (%)
150 Bq/m ³	71	16,5	1,73
200 Bq/m ³	36	8,4	0,88
400 Bq/m ³	26	6,1	0,64
800 Bq/m ³	11	2,5	0,26

^a Le nombre de décès par cancer du poumon théoriquement évitables est calculé en assumant que toutes les maisons au Québec présentant une concentration de radon supérieure au seuil d'intervention spécifié est l'objet d'une intervention immédiate et efficace. On suppose donc ici que les maisons dont les concentrations de radon se situent au-dessous du seuil considéré ne font pas l'objet de mitigation.

^b Le nombre de décès par cancer du poumon théoriquement évitables divisé par le nombre total de décès par cancer du poumon attribuable au radon au Québec (430 décès) selon les estimés théoriques.

^c Le nombre de décès par cancer du poumon théoriquement évitables divisé par le nombre total de décès par cancer du poumon au Québec (4 101 décès) selon le fichier des décès au Québec pour l'année 1998, toutes causes confondues.

Les fumeurs représentent un groupe particulièrement à risque de développer un cancer du poumon en lien avec une exposition au radon. On estime en effet qu'environ 60 % des décès par cancer du poumon associés au radon vont survenir chez des fumeurs alors que 30 % surviendront chez des ex-fumeurs et 10 % chez des non-fumeurs. L'interaction entre le tabac et le radon est plus qu'additive mais moins que multiplicative (voir la section 6.2.1). Ainsi, l'élimination complète du tabagisme permettrait d'éviter environ 300 des 430 cancers du poumon associés au radon (section 6.2.3.2).

Bien que l'intervention (ou la remédiation) soit le principal moyen envisageable pour diminuer l'impact du radon sur la santé, il est également possible de prévenir les expositions élevées en agissant sur les bâtiments lors de leur construction. Cette approche, si elle ne concerne que la population habitant les constructions neuves, a comme bénéfice de diminuer l'exposition de toute la population concernée, puisqu'elle permet du même coup d'abaisser les faibles niveaux de radon. Comme la plupart des cancers associés au radon sont attribuables à de faibles expositions, cela permet d'avoir un impact plus important que la seule remédiation. Ainsi, l'incidence du cancer du poumon en lien avec le radon pourrait être diminuée de moitié dans la population habitant des bâtiments construits avec des mesures pour prévenir les infiltrations de radon, si on retient l'hypothèse que ces mesures permettent d'abaisser de moitié l'exposition au radon dans les maisons ainsi construites¹².

Les sections suivantes présentent les principales interventions possibles pour diminuer l'impact du radon sur la santé. Les caractéristiques ainsi que l'efficacité des interventions sont présentées de façon critique. Les estimations qui seront présentées dans la prochaine section tiennent compte du contexte réel de l'intervention par rapport à celles de la présente section qui sont des estimations plutôt théoriques. Les décisions en termes de gestion du risque devraient être basées sur les estimations de la section suivante qui présente également un jugement critique des avantages et des désavantages de chaque intervention.

¹² On estime que sur les 430 décès par cancer du poumon qui sont annuellement attribuables au radon au Québec, 215 surviendraient à la suite d'exposition à plus de 15 Bq/m³ et 71 à la suite d'exposition à plus de 150 Bq/m³.

7.2 IDENTIFICATION ET EXAMEN DES OPTIONS DE GESTION DES RISQUES (ÉTAPE 3 DU PROCESSUS DE GESTION DES RISQUES)

7.2.1 Méthode

Avant de donner une orientation aux activités québécoises en matière de gestion des risques liés au radon domiciliaire, il importe d'explorer les différentes options d'intervention au moyen d'éléments d'aide à la décision. La méthode appliquée ici consiste d'abord à dresser le profil des principales options d'intervention existantes. Ces options seront ensuite évaluées en fonction de leur efficacité et de la faisabilité de leur application.

L'efficacité d'une option est définie ici comme la capacité à faire connaître le contaminant aux propriétaires et gestionnaires de bâtiments, à les inciter à prendre des mesures, à intervenir en cas de résultat élevé, à offrir des mesures de mitigation reconnues efficaces à réduire de façon permanente les niveaux de contamination et ultimement, à réduire les taux de cancers du poumon liés au radon domiciliaire. Les données disponibles pour juger de cette efficacité seront pondérées dans la discussion selon la qualité de l'évidence fournie par les études disponibles.

Quant à la faisabilité d'une intervention, elle est définie comme sa capacité à s'opérationnaliser dans un contexte qui lui est propre, c'est-à-dire en tenant compte des éléments qui peuvent favoriser ou nuire à sa mise en oeuvre. Ces éléments correspondent habituellement aux dimensions légale, politique, économique, organisationnelle, socioculturelle et éthique (Pineault et Daveluy, 1986). Parce qu'elle relève davantage des destinataires de cet avis que de ses auteurs, la dimension politique de niveau provincial ne sera pas discutée ici; seul le niveau local sera considéré. Les valeurs éthiques prises en compte sont celles les plus couramment utilisées en éthique médicale soit l'autodétermination, la bienfaisance ou non maléfisance, la bienfaisance, la dignité, l'équité, la justice, la qualité de vie, le respect de la personne, le respect de la vie et la responsabilité (Patenaude, 2002).

Valeurs éthiques

Autodétermination :	La personne compétente peut décider de ce qui lui semble le mieux pour elle-même.
Bénéficine ou non maléficine :	Faire le bien à autrui, éviter de faire le mal ou de nuire.
Bienfaisance :	Faire le bien pour autrui (ne pas nuire, prévenir le mal ou la souffrance, supprimer le mal ou la souffrance, faire le bien, promouvoir le bien, consoler).
Dignité :	La personne est traitée comme une fin en soi.
Équité :	Exprime l'égalité fondamentale des personnes en raison de leur dignité.
Justice :	Préoccupation d'équité sociale ou du bien commun (traiter les personnes et allouer les ressources, soumises à de mêmes critères, de la même manière).
Qualité de vie :	Difficile à définir puisque les critères ne font pas l'unanimité et sont considérés en fonction de la personne. Cette notion tient compte de ce qu'a été la personne et de ce qu'elle sera, de sa capacité d'être en relation avec les autres.
Respect de la personne :	La personne est définie comme un sujet créateur de sens et intégrant de manière complexe et holistique des dimensions biopsychosociales.
Respect de la vie :	A traditionnellement reposé sur le caractère sacré de la vie. En éthique contemporaine, recoupe de plus en plus la notion de qualité de vie.
Responsabilité :	Traduit un souci de l'impact des choix et des actions à court, moyen ou long terme. Ce souci peut porter sur les personnes directement concernées, sur la collectivité, la société, sur les générations à venir.

Adapté de Patenaude (2002)

7.2.2 Évaluation des options en fonction d'éléments d'aide à la décision

Suite à une révision des principaux programmes d'intervention mis sur pied à travers le monde, il est permis de résumer les principales options d'intervention existantes aux profils suivants : le *statu quo*, l'éducation sanitaire, la promotion du dépistage dans les zones à risque, le dépistage dans les zones à risque avec offre de support financier et technique pour la mitigation, le dépistage obligatoire et universel dans les résidences, le dépistage obligatoire dans les édifices publics, le dépistage obligatoire dans les zones à risque et enfin, les modifications au code de construction. L'infiltration de radon dans les domiciles ayant été identifiée plus haut comme la principale source d'exposition, la réglementation de la teneur en radon dans l'eau et dans les matériaux de construction ne sera pas abordée, ces deux dernières sources pouvant être considérées négligeables sur une base populationnelle.

7.2.2.1 *Statu quo (absence d'intervention planifiée à l'échelle provinciale)*

Actuellement, peu de gens connaissent ce qu'est le radon domiciliaire. En théorie, l'information sur le sujet rendue accessible par la Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL) rejoint ceux et celles qui s'intéressent aux contaminants de l'air intérieur. La personne préoccupée par le radon doit ensuite trouver et confier aux rares entreprises qui ont une expertise dans le domaine la responsabilité de mesurer son niveau d'exposition. En cas de résultat élevé (ex. : $> 150 \text{ Bq/m}^3$), le propriétaire peut, dans un premier temps, appliquer les mesures de mitigation qui sont à sa portée. En cas de difficulté à réduire les niveaux de contamination ou encore lorsque la contamination est d'emblée très élevée (ex. : $> 800 \text{ Bq/m}^3$), il doit cependant se référer à un entrepreneur en construction. Dans les faits, hormis dans les secteurs qui ont été identifiés comme étant à risque, très peu de propriétaires québécois se sont intéressés spontanément à cette problématique.

Efficacité

Malgré le peu de données objectives disponibles pour juger du niveau de connaissance de la population face au radon, les auteurs de ce rapport sont d'avis que, outre dans les secteurs où il y a eu des interventions de santé publique (voir la section 4.1.4), le radon domiciliaire représente un problème de santé environnementale qui est pratiquement inconnu de la population québécoise. Chose certaine, l'absence de demandes d'information parvenant aux DSP de la part du public témoigne d'un niveau de préoccupation qu'on peut qualifier de faible. Il est donc permis de croire que le nombre de propriétaires québécois qui font mesurer spontanément leur exposition est négligeable. D'ailleurs, selon l'information obtenue du principal fournisseur d'appareils de mesure au Québec, seulement 20 tests ont été effectués entre le 1^{er} janvier 2001 et le 3 novembre 2003, en excluant ceux qui ont été réalisés sur des territoires fédéraux ou lors des campagnes menées à Oka et au Mont Saint-Hilaire (M. Deschamps, Radioprotection Inc., comm. pers., novembre 2003). Parmi les rares propriétaires qui auront mesuré une concentration élevée, il demeure impossible d'estimer la proportion qui appliquera des mesures correctives, même si l'ensemble des démarches entreprises par ces derniers semble laisser entrevoir un intérêt et une volonté prédisposant à l'action. Dans ce contexte, il ne faut pas s'attendre à une diminution de l'exposition de la population ni à une baisse du nombre de décès par cancer du poumon attribuables au radon domiciliaire au Québec (estimé à 430 décès par année selon le modèle utilisé à la section 6.2.2, soit 10,5 % des 4 101 décès par cancer du poumon qui sont enregistrés par année au Québec).

Faisabilité

Selon le premier alinéa de l'article 373 de la *Loi sur les services de santé et les services sociaux*, le directeur de santé publique est responsable dans sa région «d'informer la population (...) des principaux facteurs de risque...». Vu l'ampleur des risques relatifs de cancer du poumon qui ont été associés au radon domiciliaire (voir le tableau 9), un cancérigène reconnu chez l'humain, il peut sembler surprenant de constater l'absence quasi complète de campagnes d'information conduites sur ce contaminant, mis à part les secteurs où il y a eu des interventions de santé publique, comparativement à l'attention qui est portée à d'autres cancérigènes, dont plusieurs ne sont classés que comme probablement ou possiblement cancérigènes (ex. : trihalométhane, champs électromagnétiques, pesticides, etc.) et pour lesquels des normes ou des interventions de santé publique, impliquant des ressources, ont été mises en place. La lecture du même alinéa permet cependant de comprendre cette contradiction apparente car on mentionne que cette information doit

porter sur les «...interventions qu'il juge les plus efficaces,... ». Or, comme il a été discuté plus haut, la gestion du risque collectif lié au radon est empreinte d'incertitudes, dont les plus importantes concernent la validité des indicateurs servant à identifier des zones à risques, l'observance de la population face aux interventions qui sont proposées dans les programmes publics, l'efficacité et la durabilité des mesures correctives et, ultimement, l'impact réel de ces interventions sur l'état de santé de la population.

Il ne faut également pas perdre de vue que sur les 430 décès par cancer du poumon par année qui sont attribuables au radon domiciliaire au Québec, seulement 71 surviennent à la suite d'une exposition à plus de 150 Bq/m³, donc théoriquement évitables car aucun organisme ne recommande de mitiger en dessous de ce niveau (voir la section 6.2.3.2). L'efficacité théorique des options plus interventionnistes à réduire la mortalité par cancer du poumon en général se voit donc plafonnée à 1,7 % (71/4 101) ce qui en fait, dans une perspective générale de lutte au cancer, des voies d'action ayant un impact très limité. Par ailleurs, des arguments économiques militent également en faveur du *statu quo* auprès des décideurs. En effet, des études coûts-efficacité démontrent que la prévention des cancers liés au radon est beaucoup moins efficiente que la prévention des cancers liés au tabac ou à d'autres causes. Par exemple, Teng *et al.* (1995) ont estimé à 140 000 \$ US par année de vie sauvée le coût d'une mitigation du radon à des concentrations supérieures à 150 Bq/m³ comparativement à 9 800 \$ US pour un counselling médical de cessation tabagique auprès des fumeurs de plus d'un paquet par jour, à 2 700 \$ US pour une mammographie à tous les trois ans chez les femmes âgées de 50 à 65 ans. Des auteurs norvégiens ont cependant évalué que les coûts engendrés pour prévenir les décès causés par le radon demeurent justifiés lorsque comparés aux investissements que cette société a consacré pour prévenir les décès par traumatismes routiers (Stigum *et al.*, 2003).

D'un point de vue éthique, dans le contexte actuel où l'on observe une absence de communication du risque, le faible nombre de mesures et de correctifs qui sont appliqués de façon spontanée par les propriétaires au Québec ne doit sûrement pas être interprété comme étant le résultat d'un choix éclairé. D'un autre côté, considérant les nombreuses incertitudes rencontrées dans la gestion des expositions élevées au radon, le maintien délibéré du *statu quo* peut également être perçu comme une façon transitoire d'éviter les effets néfastes que pourrait avoir un programme mal défini (voir discussion des autres options ci-après). Cette option est cependant porteuse d'injustice dans la mesure où des campagnes d'information de même que des interventions de soutien technique et financier resteront limitées dans des zones circonscrites alors qu'on peut également rencontrer des expositions élevées à l'extérieur de ces zones. De plus, l'expérience de santé publique dans le domaine de la perception du risque fait ressortir que la population tolère habituellement mal de savoir qu'elle est exposée à son insu à un contaminant dont le mécanisme d'action est complexe, comme dans le cas de la radioactivité, et que ses effets possibles sur la santé sont graves, comme dans le cas du cancer. Choisir sciemment cette option comme moyen de gestion des risques à la santé liés au radon domiciliaire sans consultation préalable de la population serait faire preuve d'une lacune importante dans le respect de la personne. Enfin, se rabattre sur le *statu quo* à défaut d'avoir démontré la capacité des options plus interventionnistes à réduire les taux de cancer du poumon ou encore leur rendement économique peut être interprété comme une atteinte à la dignité de la personne. En effet, un non-fumeur exposé à vie à la valeur de référence canadienne pour le radon subit un risque relatif de développer un cancer du poumon pouvant aller jusqu'à 7,44, un niveau de risque exceptionnellement élevé en cancérogénèse environnementale (voir le tableau 9).

7.2.2.2 *Éducation*

L'éducation de la population pourrait se faire par la réalisation d'une campagne de communication, visant à faire connaître le radon domiciliaire et à inviter les propriétaires à en effectuer le dépistage, à l'instar des campagnes conduites au sujet d'autres contaminants environnementaux (ex. : surveillance de la qualité de l'eau des puits).

Efficacité

Aux États-Unis, en 1999, une enquête téléphonique effectuée auprès de 1 005 personnes a révélé que 63 % des répondants avaient déjà entendu parler du radon. Parmi ceux-ci, 88 % savaient que ce contaminant était associé à un risque à la santé et 64 % pouvaient en identifier les principales caractéristiques (Gregory et Jalbert, [S.d.]). Ce résultat est le fruit d'intenses campagnes de communication ayant duré plus de dix ans. Il faut cependant rappeler que la connaissance, aussi indispensable soit-elle, ne suffit jamais en soi à induire un comportement protecteur. C'est pourquoi l'impact d'un éventuel programme de promotion du dépistage volontaire conduit à l'échelle provinciale a été estimé dans le présent document, à partir d'un scénario dit réaliste, basé sur des résultats d'enquêtes conduites aux États-Unis, au Royaume-Uni et au Canada (voir la section 6.2.2). Selon ce scénario, seulement 6 % des propriétaires mesureraient les concentrations de radon dans leur maison après y avoir été invités. De plus, en cas de résultats élevés, la proportion de propriétaires qui mettraient en place des mesures de mitigation serait de 12 % en présence d'une concentration se situant entre 150 et 800 Bq/m³ et de 32 % dans le cas où la concentration dépasserait 800 Bq/m³. Lorsque des mesures de mitigation seraient mise en place, il a été considéré que la dépressurisation active du sol serait utilisée dans 50 % des cas.

L'application d'un tel scénario au modèle d'analyse de risque choisi par le groupe de travail a permis d'estimer qu'un programme de promotion du dépistage volontaire conduit à l'échelle provinciale permettrait de prévenir en moyenne moins d'un décès (0,8 décès) sur les 430 décès par cancer du poumon qui seraient causés annuellement par le radon à l'échelle provinciale (voir la section 6.2.3.2). Il en résulterait alors une diminution de la mortalité attribuable au radon de 0,19 % (0,8/430). Il faut rappeler que cette estimation correspond à un effet attendu à long terme, qui serait atteint plusieurs décennies après le début du programme. De plus, les limites du scénario utilisé tendent à surestimer ce résultat. En effet, plusieurs doutes subsistent au sujet des techniques de mitigation qui seraient choisies (dans la mesure où il n'y a pas de support financier), du moment de leur application (le scénario utilisé ici ayant pris pour acquis que le dépistage et la mitigation étaient appliqués dès l'arrivée dans un nouveau domicile), de leur efficacité (dans un contexte où l'expertise dans ce domaine est limitée), de leur applicabilité au climat québécois et finalement, de leur durabilité (voir la section 2.3).

Par ailleurs, il est bon de mentionner ici qu'une campagne d'éducation pourrait également, ou uniquement, viser à promouvoir l'application volontaire de mesures de mitigation lors de la construction d'une nouvelle maison. Aux États-Unis par exemple, selon l'enquête téléphonique précitée, 16 % des nouvelles maisons unifamiliales construites en 1999 ont été conçues pour être à l'épreuve du radon, proportion qui atteint 33 % dans les zones jugées à haut potentiel d'émission de radon (Gregory et Jalbert, [S.d.]). L'impact de cette mesure spécifique sur les taux de cancer n'a cependant pas été estimé.

Faisabilité

Aux États-Unis, on a reproché à l'USEPA l'intérêt particulier qu'elle porte à un contaminant de source naturelle, au détriment du contrôle des contaminants de sources industrielles (Bennett, [S.d.]). Dans la mesure où les tests et les correctifs sont défrayés par les propriétaires, cette option peut également être vue comme peu coûteuse. Outre les dépenses des systèmes publics de santé, il est cependant d'usage, pour calculer les coûts d'un problème de santé, de faire la somme des dépenses engendrées pour l'ensemble de sa prise en charge, indépendamment des sources de financement sollicitées. C'est pourquoi il faudrait ajouter, aux coûts consacrés à une campagne médiatique provinciale sur le sujet et aux salaires des personnes impliquées dans la communication et le counselling, les montants d'argent qui seraient investis par les propriétaires québécois pour mesurer (environ 80 \$) et diminuer (entre 2 000 et 5 000 \$, mais pouvant atteindre 8 000 \$, dans le cas d'une dépressurisation active) leur exposition. D'ailleurs, aux États-Unis, on a fortement remis en question la pertinence de l'ensemble des dépenses, estimées entre 10 à 20 milliards de dollars, entraînées par l'application des recommandations émises par l'EPA dans ses campagnes d'information sur le radon (Cole, 1993). D'un point de vue purement organisationnel, cette option est tout à fait compatible à la mission des différents ministères pouvant être impliqués dans sa mise en œuvre et n'impliquerait pas d'ajouts importants de ressources. Par exemple, il est permis de comparer ici cette option de gestion des risques liés au radon avec le récent Programme d'échantillonnage de l'eau de puits individuels du ministère de l'Environnement dans lequel les propriétaires de puits privés étaient invités à faire analyser la qualité de leur eau. Ce dernier programme, qui visait une population de grande taille, s'est intégré relativement facilement dans les programmes gouvernementaux existants. Or, ce programme référait les personnes intéressées à une liste de laboratoires accrédités. Il existe donc ici une différence importante avec un éventuel programme d'éducation sur le radon, dans la mesure où les services d'analyse et particulièrement, d'expertise en mitigation, sont pour l'instant passablement limités au Québec. Cela dit, on pourrait vraisemblablement s'attendre à assister à un développement de cette expertise suite un accroissement de la demande.

D'un point de vue éthique, la somme des sources d'incertitudes, aussi considérable soit-elle, ne doit jamais être vue comme une raison suffisante pour ne pas rendre l'information disponible car l'individu doit être considéré comme une personne compétente, capable de décider de ce qui lui semble le mieux pour elle-même en intégrant les dimensions biopsychosociales d'une décision. Il faut toutefois considérer la possibilité que soient récupérés par des tiers les messages d'éducation sur le radon à des fins autres que la santé publique. Dans un tel contexte, les éléments d'information nécessaires à une gestion optimale se trouveraient inévitablement occultés. Parmi les nombreux effets pervers pouvant en résulter, mentionnons le déboursé de sommes d'argent non justifiées (risque particulièrement présent dans le cas de conflit d'intérêts évident, lorsqu'une firme qui offre du dépistage offre en même temps de la mitigation) ou inutile (en l'absence de diminution significative ou durable des niveaux de radon). D'ailleurs, selon le principe d'optimisation qui est promu par la Commission internationale de protection radiologique, il est important que les actions entreprises conduisent à une diminution substantielle de l'exposition au radon (ICRP, 1991). Il faut également reconnaître que cette option, *a priori* axée sur le respect de la personne, est porteuse de sources d'injustices dans son application. En effet, l'accessibilité physique et économique des services d'analyse et de mitigation ne pourront jamais être assurés à tous. D'une part, il est prévisible que l'expertise dans ce domaine se consolidera d'abord dans la région métropolitaine et qu'elle sera moins accessible en région. D'autre part, à partir du moment où un support financier a déjà été offert aux propriétaires aux prises avec une contamination

élevée dans certains secteurs au Québec, et considérant le caractère aléatoire de l'exposition à ce contaminant, il est permis de se questionner sur le caractère inéquitable lié à l'absence de ce même support pour ceux qui seront touchés par le problème à l'extérieur des zones ayant déjà bénéficié d'interventions multisectorielles.

7.2.2.3 Promotion du dépistage dans les zones à risque

En santé publique, il est d'usage de concentrer les interventions au sein de populations ayant une probabilité élevée de présenter un problème. Cette stratégie permet de maximiser le rapport entre les bénéfices et les inconvénients qui sont inhérents à une intervention. Dans le cas du radon cependant, l'application de cette stratégie nécessite de disposer d'indicateurs géologiques ou radiométriques permettant de prédire avec confiance qu'un secteur est propice à créer et émettre du radon. Dans la mesure où la validité de tels indicateurs était éventuellement démontrée, les activités d'éducation et de promotion du dépistage pourraient alors être concentrées dans des secteurs précis.

Efficacité

Avant d'aborder l'efficacité, il est permis de questionner la pertinence de cette option. En effet, il ne deviendra réaliste de penser à l'identification des zones à risque qu'à partir du moment où on aura reconnu la valeur prédictive de l'utilisation à cette fin des indicateurs géologiques ou radiométriques qui sont actuellement disponibles.

Malgré ce qui précède, et pour les fins de l'exercice en cours, nous prendrons ici pour acquis que des données probantes pourraient suggérer une contamination importante au radon dans une zone précise et jusqu'ici inconnue des pouvoirs publics. Dans une telle éventualité, on peut s'attendre à ce que des activités concentrées et soutenues de promotion du dépistage dans cette zone permettront d'augmenter les taux de participation des propriétaires. C'est pourquoi, dans le scénario dit réaliste qui a été construit pour estimer l'impact d'un programme de dépistage volontaire conduit à l'échelle régionale, la proportion de propriétaires qui prendraient des mesures de radon dans leur domicile a été fixée arbitrairement à 12 % (voir la section 6.2.4). De la même façon, la proportion de propriétaires qui mettraient en place des mesures de mitigation a été haussée à 24 % en présence d'une concentration se situant entre 150 et 800 Bq/m³. Toutefois, la probabilité de mise en place de mesures de mitigation dans le cas où la concentration dépasserait 800 Bq/m³ a été maintenue à 32 %. L'application d'un tel scénario au modèle d'analyse de risque choisi par le groupe de travail a permis d'estimer qu'un programme de dépistage volontaire conduit à l'échelle d'une région comme la Gaspésie permettrait, à long terme, de prévenir 0,09 décès sur les 9 décès par cancer du poumon qui sont causés par le radon en moyenne par année dans cette région (voir section 6.2.4.2). Il en résulterait alors une diminution de la mortalité attribuable au radon de 1,0 % (0,09/9). De plus, comme mentionné plus haut dans la discussion d'un éventuel programme de dépistage volontaire conduit à l'échelle provinciale (voir la section 6.2.3.2), les limites du scénario utilisé tendent à surestimer cette efficacité. Enfin, dans la mesure où l'on vise une diminution de l'exposition de la population québécoise au radon, il faut se demander jusqu'à quel point cette option n'encouragerait pas un sentiment de fausse sécurité chez les propriétaires vivant à l'extérieur de ces zones mais pouvant néanmoins être exposés à de fortes concentrations. En effet, alors qu'on estime à une trentaine le nombre de maisons gaspésiennes dans lesquelles on pourrait mesurer des concentrations de radon supérieures à 800 Bq/m³ au rez-de-chaussée, on estime qu'il y en a 3 231 (IC95 % = 147-18 065) dans l'ensemble de la province (voir la section 4.3).

Ici encore, il est bon de mentionner que l'identification de zones à risque pourrait également, ou uniquement, viser à promouvoir l'application volontaire de mesures de mitigation lors de la construction d'une nouvelle maison.

Faisabilité

Devant la difficulté à prédire la répartition géographique de la contamination par le radon, certains pays ont choisi de définir les zones à risque en fonction des niveaux de radon réellement mesurés. On y calcule ensuite la proportion de maisons dans lesquelles la concentration dépasse le niveau de référence en vigueur, ou encore la concentration moyenne pour ensuite la comparer avec la moyenne nationale (voir la section 6.1.4.2). Malgré l'apparence de rigueur scientifique liée aux méthodes de ce genre, elles ne sont pourtant pas exemptes de subjectivité. En effet, les proportions retenues comme étant préoccupantes demeureront toujours arbitraires. Par exemple, au Royaume-Uni, ce seuil est fixé à 1 % des maisons avec des concentrations au-dessus du niveau de référence de 200 Bq/m³ alors qu'en Finlande, où l'exposition moyenne est plus grande, c'est lorsque l'on a au moins 10 % des habitations qui excèdent le niveau de référence de 400 Bq/m³. De même, à défaut d'information géologique suffisante, les concentrations moyennes sont souvent calculées sur des zones définies par des limites administratives. Quelle que soit la méthode retenue pour définir les zones à risque, les instances politiques locales pourraient ne pas apprécier que leur juridiction soit associée à un problème environnemental donné, craignant notamment l'effet néfaste d'une telle désignation sur le développement économique de leur territoire. Par ailleurs, d'un point de vue organisationnel, bien que compatible à la mission des différents ministères pouvant être impliqués dans la mise en œuvre de cette option, il faut reconnaître les enjeux importants qui y sont liés pour les petites organisations pouvant compter sur des ressources relativement limitées (par exemple, DSP en région éloignée). En plus des activités nécessaires à la communication publique et individuelle (entrevues, assemblées publiques, aide à la prise de décisions individuelles), il est à prévoir que ces ressources seront sollicitées par les demandes de support financier provenant des personnes fortement exposées. On doit également reconnaître que des interventions très limitées n'inciteront pas les entrepreneurs à développer leur expertise en mitigation. Enfin, les auteurs du présent rapport rappellent qu'avant d'inciter les propriétaires à prendre des actions pour documenter une situation problématique, il faut idéalement les informer non seulement des bénéfices mais également des conséquences pouvant résulter de leur décision (comme l'obligation de révéler le résultat obtenu lors de la vente de la propriété, par exemple).

D'un point de vue éthique, on peut croire *a priori* que cette option, parce qu'elle rend l'information disponible pour permettre à une personne de décider ce qui lui semble le mieux pour elle, respecte le principe d'autodétermination. Il ne faudrait cependant pas exclure la possibilité que, dans un contexte où un territoire est identifié par des pouvoirs publics comme étant à risque, des pressions y soient exercées pour inciter à la prise de mesures à l'encontre de la volonté des individus (par un éventuel acheteur, une institution prêteuse, une compagnie d'assurance, etc.). Par ailleurs, sachant qu'un soutien technique et financier a déjà été offert à des propriétaires aux prises avec un problème de contamination par le radon dans certains secteurs au Québec, il est permis de se questionner sur le caractère inéquitable lié à l'absence de ce même support pour ceux qui seront touchés par le problème dans les zones nouvellement identifiées. Au niveau individuel, on ne doit également pas négliger l'impact économique d'une campagne de promotion de dépistage dans une zone ciblée. Outre les montants que les propriétaires devront déboursier pour mesurer et mettre en place des mesures de

mitigation, il faut également ajouter, particulièrement pour cette option, le risque d'assister à une dévaluation de la valeur marchande de leur résidence et cela, même si une correction efficace a été appliquée (compte tenu des nombreuses incertitudes concernant la durabilité des mesures de mitigation). Parmi les autres retombées indésirables de cette option, il ne faut pas oublier l'anxiété créée dans la population lors des principales étapes de la mise en application du programme (au moment de l'annonce publique, de l'attente des résultats des mesures, devant l'inefficacité à réduire les concentrations de façon significative, etc.).

7.2.2.4 Dépistage dans les zones à risque avec support financier et technique pour la mitigation

L'expérience démontre qu'en l'absence de support financier et technique, peu de propriétaires aux prises avec des concentrations élevées vont apporter les correctifs qui s'imposent. La difficulté déjà discutée de connaître les zones à risque s'applique également ici.

Efficacité

Sachant que les coûts associés aux mesures, mais surtout aux travaux correctifs, peuvent avoir une influence non négligeable sur le taux de participation du public, il est utile de se référer, pour estimer la probabilité que les personnes visées mesurent et cherchent à diminuer les concentrations élevées de radon, à l'expérience acquise dans les secteurs où un support technique et financier a été mis à la disposition des personnes concernées. À Oka-paroisse, par exemple, suite à d'intenses campagnes d'information et en assumant complètement les coûts associés à la prise de mesures de même que la majorité des coûts de mitigation, 59,6 % des propriétaires ont mesuré la concentration de radon dans leur résidence et, en cas de résultat élevé, 18 % et 53 % d'entre eux ont apporté des mesures de mitigation lorsque les concentrations se situaient entre 150 et 800 Bq/m³ et à plus de 800 Bq/m³ respectivement. Compte tenu du degré d'implication des autorités publiques dans cette intervention et des efforts consacrés à persuader les propriétaires de participer au programme, les probabilités retenues ici représentent vraisemblablement les valeurs maximales qui peuvent être obtenues dans une telle situation. L'application de ces proportions au modèle d'analyse de risque choisi par le groupe de travail a permis d'estimer que le programme ciblé de dépistage conduit à Oka-paroisse par la Direction de santé publique des Laurentides permettrait, à long terme, de prévenir 0,05 décès sur les 0,35 décès par cancer du poumon qui seraient causés par le radon en moyenne par année chez les 900 personnes de ce secteur (voir la section 6.2.4.2). Autrement dit, sur une période de vingt ans, le programme permettrait de prévenir un décès par cancer du poumon (causé par le radon) sur les sept attendus pendant cette période. Il en résulterait alors une diminution de la mortalité attribuable au radon de 14,3 % (0,05/0,35).

Faisabilité

Comme dans toute forme d'aide publique, l'application d'un programme d'aide financière pourrait nécessiter l'arbitrage d'un débat polarisé d'une part, par ceux qui bénéficieront de cette aide et d'autre part, par ceux qui questionneront la pertinence de dépenser de l'argent pour ce problème au détriment d'autres besoins locaux perçus comme plus prioritaires. Cette question de priorités va également se poser au niveau provincial. C'est d'ailleurs à ce dernier niveau que cette option risque de rencontrer de la résistance politique vu l'absence d'expression de besoin de ce genre de la part de la population dans le contexte actuel. D'un point de vue économique, nous avons vu que dans la très grande majorité des

pays, les frais d'évaluation sont à la charge des propriétaires, sauf lorsque ces mesures sont réalisées pour des fins de cartographie prédictive ou parfois, dans le cadre de programmes spéciaux de dépistage dans les zones considérées comme à risque, la gratuité pouvant cependant dépendre des ressources financières des municipalités (voir la section 6.1.6.1). De même, dans la majorité des pays, les coûts associés à la mise en place de mesures correctives sont sous l'entière responsabilité du propriétaire de la maison. Toutefois, dans quelques pays, des aides gouvernementales, pouvant prendre diverses formes, sont disponibles pour la mise en place de mesures de mitigation. L'aide est toujours conditionnée au dépassement du niveau de référence. Il est toutefois difficile, sur la base des informations disponibles, d'évaluer si les aides sont facilement et couramment octroyées et jusqu'à quel point les citoyens s'en prévalent. En fait, il n'existe pratiquement aucune donnée nous permettant d'évaluer le pouvoir incitatif des aides gouvernementales. Il semble toutefois qu'au Royaume-Uni, malgré le soutien financier total offert par le gouvernement pour les personnes moins aisées, peu d'octrois aient en réalité été donnés (Jones, 1995), la réduction des concentrations de radon n'étant pas, selon Green (1992), une priorité pour les familles à faible revenu.

D'un point de vue éthique, il faut se demander si une concentration géographique du support accordé pour la gestion des risques liés au radon n'est pas porteuse d'injustice pour les propriétaires aux prises avec des résultats élevés mais vivant à l'extérieur de ces zones.

7.2.2.5 Dépistage obligatoire dans les zones à risque

Dans certains pays qui ont identifié des zones comme étant à risque, le dépistage dans les résidences est obligatoire. La difficulté déjà discutée de connaître les zones à risque s'applique également ici.

Efficacité

Malgré la mise en garde qui précède sur la validité des indicateurs géologiques ou radiométriques qui sont actuellement disponibles pour identifier les zones à risque et sur le caractère arbitraire de leur application (voir la section 7.2.2.2), nous prendrons ici pour acquis que des données probantes pourraient suggérer une contamination importante au radon dans une zone précise et jusqu'ici inconnue des pouvoirs publics. Bien qu'aucune stratégie, y compris la voie légale, ne permettra jamais d'atteindre un dépistage exhaustif dans les résidences privées, on peut anticiper que dans le contexte accompagnant l'utilisation d'une mesure aussi exceptionnelle que l'obligation du dépistage dans un secteur donné (inquiétude des résidents, intérêt médiatique, méfiance des acheteurs, etc.), la proportion de propriétaires qui prendraient des mesures de radon dans leur domicile serait probablement plus élevée que celles qui ont été estimées dans les scénarios dressés à la section 6.2. Cependant, en l'absence de support financier mis à la disposition de ceux qui enregistreront des résultats élevés, une plus grande participation au dépistage ne se traduira pas nécessairement par une application plus fréquente des mesures de mitigation. C'est pourquoi cette option, bien qu'elle puisse poursuivre d'autres objectifs, ne présente pas un avantage notable en matière de réduction de la mortalité par cancer attribuable au radon.

Faisabilité

En Suède, au moment de la demande de permis de construire, une mesure des concentrations radon dans l'air des sols doit être prise. L'évaluation des concentrations dans les bâtiments existants est également imposée en Suède et en Suisse dans les zones à risque (Massuelle, 1998). Il faut cependant

se questionner sur la validité des mesures prises sous la contrainte. En effet, le respect des consignes de lieu et de durée liées à la détection du radon dans une résidence nécessite une bonne collaboration du propriétaire. D'ailleurs, même si on a décrit toute une gamme de stratégies qui sont utilisables pour s'assurer de la validité de la mesure, leur mise en application alourdit considérablement le dépistage (USEPA, 2000). Enfin, en considérant que le principal objectif du dépistage obligatoire soit la réduction des concentrations élevées, il ne faut pas s'attendre à une quelconque efficacité de cet ordre sans que des mécanismes de contrôle, voire des mesures coercitives, ne soient mis en œuvre. Les municipalités apparaissent comme étant les seules organisations capables de s'assurer que des mesures soient prises et d'en colliger les résultats. La réception de résultats élevés, sans possibilité de vérifier si le propriétaire y a donné suite par des travaux de mitigation ou d'intervenir pour l'obliger à effectuer ces travaux (et à la limite, pour évacuer une résidence), pose cependant un problème de responsabilité. À l'échelle mondiale, quelques pays ont inclus dans une réglementation les teneurs de radon maximales permises dans les habitations (Suède, Suisse, Belarus, Latvie, Lituanie, Russie, République Slovaque, Yougoslavie et Israël). Il faut toutefois être prudent dans l'interprétation de ces informations car malgré cette apparente rigueur, les sanctions prévues ne sont pas nécessairement appliquées de façon systématique. Par exemple, même si la Suède a fixé par règlement la limite supérieure des valeurs de référence et qu'un système de sanction est prévu en cas de dépassement (déclaration d'insalubrité), celui-ci est rarement appliqué (Massuelle, 1998).

D'un point de vue éthique, cette alternative va à l'encontre du droit du propriétaire à l'autodétermination car on décide de ce qui est le mieux pour lui. Le propriétaire contraint de prendre des mesures pourrait également prétendre qu'il s'agit d'un acharnement injuste dans la mesure où d'autres risques à la santé et à la sécurité d'origine domestique ne reçoivent pas la même attention (fumée de tabac environnementale, facteurs de risque de traumatisme, etc.).

7.2.2.6 Dépistage obligatoire et universel dans les résidences

Il semble difficile d'imaginer que la mesure du radon domiciliaire soit un jour rendue obligatoire dans l'ensemble des résidences du Québec. Pourtant, même en excluant d'emblée que cette obligation provienne d'un palier gouvernemental quelconque, il n'est pas impossible que des institutions financières ou des compagnies d'assurance se prêtent à cette pratique. Aux États-Unis, un grand pourcentage des tests est associé à une transaction immobilière (Gregory et Jalbert, [S.d.]). Cela correspond, à long terme, à un dépistage universel.

Efficacité

D'un point de vue de la santé, le principal avantage de cette option est quelle rendrait disponible, après le renouvellement complet des titres de propriété (dans le cas d'une obligation imposée lors d'une transaction, par exemple), l'information sur le niveau de contamination par le radon mesuré dans l'ensemble des maisons. Cette connaissance n'offre cependant aucune garantie que des travaux de mitigation seront entrepris sur une base volontaire suite à la mise à jour de niveaux d'exposition élevée. C'est pourquoi l'impact de cette option sur l'exposition au radon et le risque de cancer peut difficilement être estimé. Dans la mesure où, au Québec, 82,5 % des décès par cancer du poumon attribuables au radon surviendraient chez ceux qui sont exposés à moins de 150 Bq/m³ (voir la section 6.2.2) et considérant qu'aucun organisme de santé publique dans le monde ne recommande actuellement d'effectuer des travaux lorsque les niveaux sont inférieurs à ce niveau, il semble donc

que l'efficacité théorique de cette option à réduire la mortalité attribuable au radon soit limitée à 16,5 % (71/430).

Faisabilité

Il n'est pas du ressort des auteurs de ce rapport de juger de la faisabilité légale de cette option. Notre compréhension des limites des connaissances actuelles au sujet de l'évaluation et de la gestion des risques liés au radon nous permet cependant d'identifier des éléments qui rendent l'imposition du dépistage difficilement défendable. En effet, sachant que la majorité des cas de décès par cancer du poumon sont attribuables à de faibles niveaux d'exposition et étant incapable d'identifier un seuil au-dessous duquel il n'y a aucun risque, il semble que l'imposition de mesures avec l'objectif implicite de catégoriser les résidences comme étant à risque ou pas se présente comme une pratique arbitraire et discriminatoire. Évidemment, on est en mesure de s'attendre à ce qu'aucune action gouvernementale n'encourage de telles pratiques. Par ailleurs, bien que le dépistage obligatoire puisse être vu comme une façon d'améliorer la caractérisation de l'exposition de la population au radon, il faut réaliser que sous une politique de libre marché, rien n'oblige les compagnies qui prennent des mesures à transmettre les résultats aux autorités de santé publique. Vu d'ici, il peut d'ailleurs paraître paradoxal que l'EPA, malgré la grande préoccupation qu'elle affiche au sujet de ce contaminant, soit dans l'ignorance quasi complète des résultats des mesures qui ont été effectuées, suite à son invitation, dans plus de 18 millions de maisons depuis le milieu des années 1980.

D'un point de vue éthique, cette option va à l'encontre du droit du propriétaire à l'autodétermination, encore que cette option puisse permettre au futur acheteur de faire un choix éclairé en lui donnant automatiquement accès à une information qu'il pourrait difficilement avoir en temps utile dans un marché favorisant le vendeur. Dans le cas où des intérêts d'un tiers, et non du particulier, sont directement poursuivis, l'application de cette mesure constitue également une menace à la dignité de ce dernier. Enfin, il faut reconnaître le caractère injuste de cette option qui pénaliserait de façon disproportionnée les propriétaires habitant à leur insu des maisons avec des niveaux élevés de radon. C'est en effet sur ceux qui seraient propriétaires au moment de la mise en application de l'obligation de dépister que reposerait l'essentiel du fardeau financier associé à la mitigation et au suivi des résultats élevés. Une application différée de cette option pourrait cependant contribuer à une meilleure répartition de ce fardeau entre vendeurs et acheteurs.

7.2.2.7 Dépistage obligatoire dans les édifices publics et locatifs

L'exposition au radon en milieu intérieur est souvent présentée comme un problème qui concerne les propriétaires de résidences privées. Or, une proportion importante de la population est constituée de locataires. En 1996, on dénombrait en effet 1 225 305 ménages locataires, ce qui représente 43,5 % des ménages québécois (SHQ, 2001). Par ailleurs, une proportion importante de la population passe une bonne partie de son temps dans des lieux publics (garderie, école) ou au travail.

Efficacité

À l'échelle mondiale, les programmes et les politiques d'intervention sur le radon visent souvent non seulement les habitations mais également les édifices publics regroupant des populations vulnérables (surtout les écoles et les garderies) et les lieux de travail (WHO, 2000). En Irlande par exemple, des mesures ont été prises dans près de 4 000 écoles à travers le pays (Pollard, 2001). En France, les

édifices publics situés dans les zones considérées à risque doivent être systématiquement mesurés (DGS/DGUHC, 1999). En Suède, un échantillonnage systématique des écoles, des garderies et des lieux de travail a été effectué (Swejemark, 1996). Des mesures ont également été prises dans près de 400 écoles en Colombie Britannique (Morley *et al.*, 2000). Considérant qu'on peut passer plus du quart de son temps dans ces lieux (40 heures/semaine), on ne peut négliger l'efficacité de cette option à réduire l'exposition moyenne de la population. De plus, une proportion importante de la population est constituée de locataires. Comme l'échantillon de l'étude pan-québécoise ayant documenté l'exposition au radon était constitué presque exclusivement de propriétaires (Lévesque *et al.*, 1995), il est difficile de quantifier l'exposition des locataires au Québec. On sait cependant que des loyers se retrouvent parfois dans des sous-sols, entraînant ainsi un potentiel d'exposition plus élevée. Mais comme un nombre beaucoup plus important de locataires habitent au rez-de-chaussée, voire aux étages supérieurs, il est permis de considérer que l'exposition de cette population est inférieure à celle de la population générale. D'autre part, connaissant la corrélation qui existe entre les conditions socio-économiques et le tabagisme, on peut présumer que dans le milieu locatif, on retrouvera des prévalences élevées du tabagisme (actif comme passif). Chercher à réduire l'exposition résidentielle au radon dans cette population se justifierait ainsi à la lumière de nos connaissances acquises au sujet de l'interaction entre la fumée de tabac et le radon.

Au Québec, nous avons estimé à 14 le nombre annuel de décès par cancer du poumon attribuable à l'exposition au radon dans les écoles primaires et secondaires (seuls les enfants âgés entre 5 et 18 ans ont été considérés pour une exposition de 8 heures/jour pendant 180 jours par année à la concentration moyenne mesurée au rez-de-chaussée dans les maisons du Québec, section 6.2.6.1). Si toutes les écoles ayant des concentrations excédant 150 Bq/m^3 appliquaient une dépressurisation active du sol, on peut estimer qu'une telle mitigation permettrait, à long terme, de réduire le nombre de décès par cancer du poumon d'environ 2,3 cas par année, soit une diminution de la mortalité spécifique de 16,4 %. En Colombie-Britannique, des travaux de mitigation effectués dans les écoles ayant des concentrations moyennes en radon supérieures à 200 Bq/m^3 ont d'ailleurs démontré qu'il était possible de réduire de 95 % les niveaux de contamination par une dépressurisation active du sol (Morley *et al.*, 2000).

Faisabilité

Contrairement aux résidences privées, où le contrôle des risques par la voie législative est exceptionnel et surtout limité à des questions de sécurité, cette stratégie de gestion de risques à la santé est plus couramment employée dans les lieux publics. En cas de concentrations élevées, il serait difficile pour les gestionnaires des édifices publics, même en l'absence d'obligations légales, de ne pas chercher à appliquer des mesures de mitigation. L'application de mesures de mitigation entrera cependant en compétition avec l'exécution de travaux visant le contrôle d'autres problèmes de santé liés au bâtiment et qui sont également jugés prioritaires (infiltration d'eau et humidité excessive, par exemple). Dans le cas du radon, des mesures transitoires et relativement efficaces, comme une limitation de l'accès au sous-sol, pourraient cependant être appliquées à moindre coût. D'un point de vue organisationnel, on pourrait envisager qu'un programme relativement bien structuré, à l'exemple de la récente campagne provinciale d'identification des écoles contenant des flocages d'amiante, permettrait de rejoindre une bonne proportion des édifices visés. Dans le milieu locatif, c'est aux propriétaires qu'il reviendrait de prendre des mesures. De nombreuses expériences vécues par les intervenants de santé publique avec des problèmes de qualité de l'air dans le milieu locatif font

cependant douter de la possibilité d'y parvenir sur une base volontaire. C'est pourquoi le dépistage obligatoire dans ce milieu se présente comme la seule option permettant de mesurer et de réduire l'exposition au radon chez les locataires.

La gestion de cette option nécessiterait cependant des lignes directrices claires, des responsabilités bien établies et un mécanisme de contrôle efficace pour voir au respect de la valeur de référence. En Europe, près de la moitié des pays ont défini une valeur de référence pour le radon dans les milieux de travail et dans les bâtiments publics. Dans plusieurs pays, les valeurs de référence ont force légale (ex. : Autriche, Danemark, Finlande, France, Suède, Royaume-Uni, République tchèque, Lituanie, République slovaque, Slovénie, Suisse). En Suède, où la limite proposée en milieu de travail est de 200 Bq/m³, le gouvernement impose toutefois la mise en place de mesures correctives lorsque les concentrations excèdent 400 Bq/m³. L'employeur est responsable de faire effectuer les mesures. L'inspecteur du travail est, pour sa part, habilité à contrôler l'efficacité des mesures correctives. Toujours en Suède, outre les milieux de travail, les autorités locales peuvent déclarer insalubres les logements dans lesquels des concentrations en radon excèdent 400 Bq/m³ et forcer le propriétaire à prendre les mesures nécessaires pour réduire l'exposition du radon à des niveaux acceptables principalement dans le cas de logements loués ou d'habitations qui reçoivent du public (ex. : garderie). En pratique, il semble toutefois que la déclaration d'insalubrité trouve peu d'applications (Mjones, 2000; Massuelle, 1998).

D'un point de vue éthique, cette option assure le respect des individus pouvant être préoccupés par les risques liés au radon mais n'ayant pas de pouvoir direct sur la gestion de ce contaminant dans les différents lieux qu'ils (ou leurs enfants) fréquentent. Une autre particularité de cette option est qu'elle permet, contrairement à une option offrant de l'aide financière à une faible minorité de gens très exposés, une allocation plus équitable des ressources publiques consacrées à la gestion des expositions dans la mesure où les mêmes sommes d'argent sont mises à la disposition d'un ensemble de personnes moins exposées mais beaucoup plus nombreuses.

7.2.2.8 Modifications au code de construction

Devant la résistance rencontrée lors des campagnes de dépistage et toutes les incertitudes sur la capacité à réduire de façon durable les niveaux de contamination élevés, il peut s'avérer pertinent d'envisager l'adoption de mesures de prévention primaire, telles que la pose d'une membrane de protection contre l'infiltration des gaz souterrains ou encore d'un système de dépressurisation sous la plancher.

Efficacité

Plusieurs pays semblent avoir intégré à même les codes de construction des bâtiments des mesures visant à réduire l'exposition au radon dans les nouvelles maisons (voir la section 6.1.3). Dans la majorité des cas, les mesures de protection lors de la construction sont limitées aux zones considérées à risque. L'Irlande se démarque des autres pays du fait que la mise en place des mesures est recommandée non seulement pour les zones à risque mais pour l'ensemble du territoire. C'est cette dernière option qui sera soumise ici aux critères décisionnels préétablis; la première, dont la pertinence ne peut être remise en question, étant d'abord conditionnelle à la disponibilité d'indicateurs reconnus comme valides dans l'identification des zones à risque (voir la section 7.2.2.3).

Les actions visant à réduire l'infiltration du radon au moment de la construction de la maison se présentent comme l'option la plus efficace pour réduire, à long terme, la mortalité par cancer du poumon attribuable au radon domestique. En effet, comme 82,5 % des cas de décès de cette nature surviendraient chez ceux qui sont exposés à moins de 150 Bq/m³, les options de gestion implantées avec des objectifs de lutte au cancer doivent nécessairement viser à rejoindre l'ensemble de la population et éviter de se limiter au sous-groupe des plus exposés (voir la section 6.2.2). On peut estimer que les mesures de mitigation appliquées lors de la construction permettraient théoriquement, si une mesure de radon est prise lorsque la construction est terminée et qu'un système de dépressurisation est activé en cas de résultat élevé, de réduire les concentrations de radon dans les nouvelles habitations au niveau du bruit de fond (c'est-à-dire à environ 15 Bq/m³). Les résidents concernés verraient ainsi leur risque de cancer du poumon attribuable au radon réduit de plus de moitié par rapport à celui de la population du Québec résultant de l'exposition moyenne dans les constructions existantes en 1995 (34,6 Bq/m³, voir la section 4.1.3). Par ailleurs, l'effet des mesures de protection contre le radon sur les autres problèmes liés au gaz souterrain (odeurs, biogaz, etc.) ou à la limite, sur la protection contre l'humidité (Crocker, s.d.), ne doivent pas être négligés.

Faisabilité

Au Canada, le Code national du bâtiment (CNB) vise à garantir que les bâtiments soient solidement construits, accessibles, résistants aux incendies et qu'ils ne posent pas de risque pour la santé. Rédigée par la Commission canadienne des codes du bâtiment et de prévention des incendies, cette publication sert de fondement à presque toutes les réglementations en vigueur au Canada (CNRC, 2002). Ainsi, d'éventuelles modifications pouvant être apportées au CNB dans le cadre d'un processus courant de révision ne devraient pas rencontrer de problèmes importants de faisabilité politique ou économique dans la mesure où cette révision est effectuée par un organisme dûment mandaté sur la question et *a fortiori* entraînerait des frais pouvant être considérés relativement minimes dans le contexte de la construction d'une maison (environ 350 à 500 \$ US, USEPA, 1998). Par contre, cette option, implantée avec un minimum de préoccupation concernant le suivi de son application et le contrôle de son efficacité, pourrait entraîner des problèmes organisationnels importants. En effet, parce que l'installation d'une membrane protectrice peut s'avérer insuffisante à maintenir les concentrations de radon à un niveau acceptable dans des situations très à risque, il est souvent recommandé d'installer également un tuyau qui pourra au besoin être raccordé à un équipement de dépressurisation. Cela implique que des mesures de radon soient prises à la suite de la construction de la maison. Or, l'expérience de l'Irlande démontre que l'équipement de dépressurisation est rarement mis en opération (voir la section 6.1.6.3). Il pourrait être envisagé d'obliger l'entrepreneur à mesurer le radon à la fin de la construction et à faire parvenir les résultats à la municipalité ou aux autorités de santé publique. Comme déjà mentionné dans le cas du dépistage obligatoire dans les zones à risque, la réception de résultats élevés par ces organismes sans possibilité de vérifier si le propriétaire y a donné suite par l'achat et l'activation d'un système de dépressurisation ou d'intervenir pour l'obliger à le faire, pose cependant un problème de responsabilité.

D'un point de vue éthique, cette option va à l'encontre du droit du nouveau propriétaire à décider ce qui est le mieux pour lui. Par contre, considérant le potentiel à long terme de cette option à réduire la mortalité par cancer du poumon, cette dérogation pourrait se justifier par la poursuite d'un objectif de bienfaisance et par un souci de protéger les générations à venir.

7.3 DISCUSSION

Les résultats de l'évaluation de l'efficacité des différentes options d'intervention à réduire la mortalité annuelle attribuable au radon domiciliaire sont résumés au tableau 13. Dans le cas du *statu quo*, rien ne permet d'entrevoir une diminution dans les 430 décès par cancer du poumon qui pourraient être reliés au radon et cela, même si l'on assiste à une augmentation dans l'offre de services de dépistage par des firmes privées. En effet, tant que des questions subsisteront au sujet des indicateurs que ces firmes utilisent pour cibler leur territoire et de leur expertise en mitigation, il demeurera impossible de traduire leurs activités en termes d'impact sur la santé de la population. Quant à l'éducation visant à promouvoir le dépistage, sans vouloir limiter son utilité aux seuls aspects de la santé, une telle option ne doit certainement pas être présentée, avec 0,8 décès prévenus par année à l'échelle du Québec et une diminution de la mortalité attribuable au radon de seulement 0,19 %, comme un programme de prévention du cancer. En guise de comparaison, nous avons en effet estimé qu'un programme d'intervention qui permettrait de réduire le tabagisme de seulement 1 % pourrait à lui seul prévenir 30 décès par cancer du poumon par année au Québec (sans compter les autres pathologies associées au tabagisme), pour une diminution de la mortalité spécifique de l'ordre de 0,73 %, soit une efficacité 3,8 fois plus élevée. Rappelons également que le Programme québécois de dépistage du cancer du sein vise à réduire, d'ici 2006, le taux de mortalité causée par ce cancer d'au moins 25 % chez les femmes de 50 à 69 ans par rapport au taux de 1996, en assumant une participation d'au moins 70 % (MSSS, 2001).

Une concentration des activités de communication dans des zones jugées à risque n'augmente pas cette efficacité de façon importante (réduction de la mortalité spécifique de 1 %). Il faut plutôt offrir un support financier et technique pour que soient entrepris des efforts concrets visant à réduire les expositions. Un tel support pourrait alors augmenter à 14,3 % l'efficacité d'une intervention à réduire la mortalité annuelle attribuable au radon domiciliaire dans la population ciblée (voir la section 7.2.2.4). La réduction de la mortalité qui est estimée ici est du même ordre de grandeur que celle qui est visée par des interventions de dépistage du cancer. La différence réside cependant sur la qualité des données qui soutiennent l'efficacité de ces interventions. En effet, ce n'est qu'après avoir disposé de plusieurs études épidémiologiques de qualité (contrôlées et randomisées) que les différents groupes médicaux de consensus considéreront que l'efficacité du dépistage d'un cancer quelconque repose sur des données suffisamment probantes pour en faire une recommandation formelle. Par contre, aucune étude ne permet actuellement d'évaluer si les mesures prises dans différents pays pour contrôler le risque cancérigène lié au radon ont permis de réduire de façon significative l'incidence du cancer du poumon, ni même l'exposition des populations au radon. En effet, l'efficacité du dépistage du radon à réduire la mortalité par cancer du poumon telle que calculée plus haut est le fruit d'une estimation qui, *a fortiori*, doit être considérée comme une surestimation de l'efficacité réelle étant donné les doutes qui subsistent au sujet de l'applicabilité des mesures de mitigation au climat québécois et de leur efficacité à long terme. Enfin, il s'agit là de l'effet maximal attendu par des activités de mesure et de contrôle des risques de cancer liés au radon, compte tenu des expositions exceptionnelles rencontrées à partir desquelles ce dernier scénario a été élaboré. Par ailleurs, bien que la «plus value» d'une obligation de dépister dans les zones à risque ne puisse être quantifiée, l'expérience acquise dans le domaine de la gestion des risques liés au radon démontre que le succès des campagnes réside davantage sur le support financier et technique qui est offert que sur le caractère coercitif.

Comme 71 des 430 décès par cancer du poumon qui sont annuellement attribuables au radon au Québec surviendraient à la suite d'exposition à plus de 150 Bq/m³, certains pourraient croire qu'un dépistage obligatoire et universel dans les résidences pourrait réduire la mortalité attribuable au radon de 16,5 %. Cependant, contrairement à l'estimation de l'efficacité des autres options, qui a été calculée à partir de scénarios réalistes, il s'agit ici d'une efficacité théorique car elle prend pour acquis que des mesures seront prises dans toutes les maisons et que des mesures de mitigation efficaces et durables seront automatiquement mises en place lorsque les concentrations en radon excèdent 150 Bq/m³. En fait, le seul élément objectif qui milite en faveur de cette option est qu'elle permettrait au futur acheteur d'une maison fortement contaminée de mettre en application des mesures de mitigation dès son arrivée dans sa nouvelle maison.

Parce qu'elle rejoint les milieux de garde et scolaire, le dépistage obligatoire dans les édifices publics s'inscrit également comme une des seules options (avec les modifications au Code de construction du Québec) qui assurent un contrôle précoce des expositions. Selon le scénario utilisé, le nombre de décès prévenus annuellement par un dépistage obligatoire dans les écoles pourrait être jusqu'à trois fois plus élevé que celui offert par la promotion du dépistage dans l'ensemble des résidences au Québec (voir le tableau 13). De plus, cela ne tient pas compte de l'impact du dépistage dans les garderies et les lieux de travail. Il faut toutefois être prudent dans l'interprétation de ce scénario car nous n'avons pas de données objectives sur les concentrations de radon dans les édifices publics au Québec ni aucun portrait fiable de l'utilisation de ces bâtiments. Une étude coût-efficacité conduite au Royaume-Uni a cependant utilisé des données objectives de contamination pour comparer les programmes conduits dans les maisons, les écoles et les établissements de santé d'une région considérée à risque. Selon les résultats de cette étude, c'est dans les écoles que le rendement des interventions est le plus élevé, même en considérant l'hypothèse qu'une mitigation soit appliquée dans toutes les maisons où le niveau d'action de 200 Bq/m³ serait dépassé (Denman *et al.*, 2000).

Les actions visant à réduire l'infiltration du radon au moment de la construction de la maison se présentent comme l'option la plus efficace à réduire, à long terme, la mortalité par cancer du poumon attribuable au radon domestique. Théoriquement, les actions visant à réduire les infiltrations de radon au moment de la construction de la maison pourraient réduire d'environ 50 % le nombre de décès par cancer du poumon attribuables au radon après le renouvellement complet du parc immobilier. Cette dernière condition est cependant impossible à rencontrer et c'est pourquoi l'efficacité réelle de cette option est impossible à estimer en termes de nombre de décès prévenus. Chose certaine, cette option se présente comme la plus efficace pour réduire de façon durable les concentrations de radon dans les domiciles.

Tableau 13 Estimation de l'efficacité de différentes options à réduire la mortalité annuelle attribuable au radon dans la population visée, selon les résultats de l'analyse de risque

Option	Territoire visé	Nombre de décès annuellement attribuables au radon ^a	Nombre de décès prévenus annuellement ^{b,c}	Réduction de la mortalité spécifique dans la population visée (%)
<i>Statu quo</i>	Provincial	430 ^d	NE ^e	NE
Éducation	Provincial	430	0,8	0,19
Couverture universelle ^f	Provincial	430	71	16,5
Dépistage obligatoire et universel	Provincial	430	NE	NE
Code de construction	Provincial	430	NE	NE
Dépistage obligatoire dans les écoles	Provincial	14	2,3	16,4
Dépistage dans les zones à risque	Régional	9	0,09	1,0
Dépistage dans les zones à risque avec support	Local	0,35	0,05	14,3
Dépistage obligatoire dans les zones à risque	Local	0,35	NE	NE

^a Selon le modèle d'analyse de risque du BEIR VI utilisé par le groupe de travail

^b Nombre de décès prévenus à long terme selon les scénarios présentés au chapitre 6.

^c Les limites des scénarios utilisés tendent à surestimer ce nombre.

^d On estime que sur les 430 décès par cancer du poumon qui seraient annuellement attribuables au radon au Québec, 215 surviendraient à la suite d'expositions à plus de 15 Bq/m³ et 71 à la suite d'exposition à plus de 150 Bq/m³.

^e Non évaluable

^f Suppose que des mesures seront prises dans toutes les maisons et que des mesures de mitigation efficaces et durables seront automatiquement mises en place lorsque les concentrations en radon excèdent 150 Bq/m.

Une synthèse des principaux éléments de faisabilité à prendre en considération dans l'examen des différentes options de gestion du risque lié au radon est présentée au tableau 14. Malgré les nombreuses incertitudes pouvant justifier le *statu quo*, force est de constater que la tendance internationale est de se doter d'une politique, voire de programmes relativement structurés de gestion des risques liés au radon domiciliaire. Inévitablement, ce contexte finira par exercer une pression interventionniste. Il faut cependant préciser que maintenir le *statu quo* ne signifie pas de ne rien faire. En effet, les interventions conduites dans les secteurs d'Oka, de Saint-André-d'Argenteuil, du Mont Saint-Hilaire et de Baie-Johan-Beetz démontrent que devant des données probantes suggérant l'existence d'un potentiel de contamination élevée dans un secteur précis, le réseau de santé publique a su intervenir par des activités soutenues d'information, de promotion du dépistage, d'interprétation des résultats et, dans le cas d'Oka et de Saint-André-d'Argenteuil, d'interpellation des partenaires en vue d'offrir un soutien financier aux personnes concernées. Les interventions à la pièce comportent cependant le risque d'avoir à gérer des situations de crise à la suite de problèmes qui n'auraient pas été révélés par des interventions publiques. Ces interventions circonscrites sont également porteuses

d'injustice dans la mesure où il est également possible de rencontrer des expositions élevées à l'extérieur de ces zones. Enfin, limiter l'évaluation de la pertinence ou de la faisabilité des interventions visant à réduire le risque à l'estimation de leur impact sur la santé d'une population et à leur coût ne témoigne pas d'une préoccupation de traiter la personne comme une fin en soi.

Il apparaît donc nécessaire de rendre plus accessible l'information sur les risques liés au radon par l'éducation et l'information. Il est cependant difficile de ne pas considérer l'ampleur des déboursés qu'il en résultera de la part des propriétaires, particulièrement s'ils sont non justifiés ou inutiles. C'est pourquoi, les campagnes d'éducation sur le radon devraient obligatoirement s'accompagner d'un programme de certification des entreprises offrant des services dans ce domaine.

Quant à la promotion du dépistage dans les zones à risques, cette stratégie, en plus de rencontrer de nombreuses barrières de nature scientifique, légale, politique, économique et éthique, est difficilement envisageable en l'absence d'un programme d'aide technique et financière, particulièrement au Québec. En effet, la désignation d'un problème par les pouvoirs publics est souvent accompagnée d'une forme quelconque d'aide financière au Québec, contrairement aux États-Unis, par exemple, où les gens ont moins d'attente envers leur gouvernement. L'existence d'une forme d'aide financière changera grandement l'acceptabilité d'un programme de dépistage aux yeux des instances politiques locales, de la population visée et à la limite, des organismes publics chargés de le promouvoir. De plus, les entrepreneurs seront davantage incités à développer leur expertise en mitigation si des programmes gouvernementaux viennent supporter le développement de ce qu'ils reconnaîtront comme un nouveau marché.

L'obligation de dépister dans les zones à risque, en plus de ne rien changer aux barrières mentionnées plus haut, vient ajouter de sérieux problèmes de contrôle et de suivi. De plus, sachant que la majorité des cas de décès par cancer du poumon sont attribuables à de faibles niveaux d'exposition et étant incapable d'identifier un seuil à partir duquel un excès de risque peut être considéré significatif, il semble que l'imposition de mesures avec l'objectif implicite de catégoriser les résidences comme étant à risque ou pas se présente comme une pratique arbitraire et discriminatoire, qu'elle soit limitée à une zone à risque ou appliquée de façon universelle. Par contre, la récente campagne provinciale d'identification des écoles contenant des flocages d'amiante démontre qu'il est possible d'appliquer aux édifices publics un programme structuré d'évaluation et de contrôle d'un risque de cancer d'origine environnementale.

Des modifications au Code de construction semble une option viable mais il faudra préalablement clarifier les territoires qui seront visés, l'efficacité et la sécurité des mesures imposées de même que les mécanismes de contrôle et de suivi de leur application.

Tableau 14 Principaux éléments de faisabilité à prendre en considération dans l'examen des options

Dimension	Éléments
Légale	<ul style="list-style-type: none"> • Obligation de la DSP à informer • Caractère arbitraire à catégoriser un risque lorsque la relation dose-réponse est présumée sans seuil • Possibilité de conflits d'intérêts dans l'offre de services provenant du privé • Difficulté à assurer un consentement éclairé • Problème de responsabilité pour une organisation à recevoir des résultats du dépistage sans pouvoir coercitif sur la mitigation
Politique	<ul style="list-style-type: none"> • Mesure préventive au coût-efficacité très élevé • Comparaison avec d'autres pays où la tendance est nettement interventionniste • Risques associés à la gestion de situations de crises • Tendance à prioriser les besoins les plus fortement exprimés • Réticence à légiférer sur ce qui est perçu comme relevant de la vie privée • Craintes que la désignation d'une zone à risque ne freine le développement économique
Économique	<ul style="list-style-type: none"> • Impact des résultats du dépistage sur la valeur des propriétés • Coûts associés au dépistage et à la mitigation • Désintérêt de la part des entrepreneurs à développer une expertise devant un marché trop restreint
Organisationnelle	<ul style="list-style-type: none"> • Tradition de l'éducation sanitaire par les DSP • Accessibilité limitée à l'expertise en mitigation • Absence de programme de certification des entreprises de services dans le domaine • Impossibilité de garantir une efficacité à long terme de la mitigation • Difficulté à définir les zones à risque • Enjeux importants pour les DSP à ressources limitées situées dans des régions où l'on pourrait identifier des zones à risque • Difficulté à reconnaître et contrôler, parmi les mesures de dépistage prises sous la contrainte, celles pouvant être non conformes • Difficulté à suivre les résultats élevés et à s'assurer de leur contrôle
Socioculturelle	<ul style="list-style-type: none"> • Facilité d'accès aux recommandations émises par d'autres pays • Perception élevée des risques liés à la radioactivité et au cancer • Désintérêt face aux contaminants d'origine naturelle • Anxiété générée par la désignation de zones à risque • Contexte d'«état providence» • Attentes plus grandes face à la qualité des lieux publics
Éthique	<ul style="list-style-type: none"> • Importance de consulter la population • Dangers de limiter l'évaluation des options à des notions d'efficacité et d'efficience • Fausse réassurance, dans le cas d'interventions axées sur des zones à risque, chez ceux qui sont fortement exposés mais qui demeurent à l'extérieur de ces zones • Possibilité de mesures prises pour le bénéfice d'un tiers • Distribution équitable des ressources publiques

8 CONCLUSION

La revue de la littérature scientifique effectuée par les membres du groupe de travail sur le radon permet de dégager un consensus sur certains éléments relatifs à la gestion du risque à la santé attribuable au radon. Ces éléments sont regroupés selon les thèmes suivants : les niveaux d'exposition rencontrés au Québec, la relation dose-réponse, l'impact estimé sur la santé et l'analyse des options de gestion, incluant en sous-éléments, le système de valeurs de référence, le processus d'identification des bâtiments ayant besoin de correctifs et le cadre de sélection des techniques de contrôle.

Les estimations du risque utilisées par le groupe de travail pour les fins d'analyse des différents éléments qui suivent sont basées sur une approche populationnelle. Il s'agit donc d'un risque moyen pour la population générale. On doit cependant noter que le risque réel pour un individu donné peut, en fonction de ses caractéristiques, de ses habitudes de vie et de son exposition au radon, différer considérablement du risque moyen, en particulier s'il est exposé à de fortes concentrations de radon. L'approche populationnelle et les impératifs qui y sont liés ne doivent donc pas faire oublier les besoins d'intervention pour les individus exposés à des niveaux élevés de radon.

NIVEAUX D'EXPOSITION RENCONTRÉS AU QUÉBEC

En ce qui concerne l'exposition des québécois au radon, en fonction des études disponibles, les membres du groupe de travail ont conclu sur les éléments suivants :

- L'exposition au radon au Québec est généralement faible;
- Dans certains cas, l'exposition au radon en milieu résidentiel peut être supérieure à celle justifiant des interventions en milieux de travail;
- Bien que les résidences présentant des niveaux de radon élevés puissent se retrouver de façon aléatoire ou isolée à différents endroits au Québec, une proportion difficilement estimable de ces maisons est regroupée dans des zones plus favorables à l'observation de niveaux élevés de radon (zones à risque);
- Quelques zones à risque ont été identifiées et bien caractérisées (Oka, Mont-Saint-Hilaire, etc.). Quant aux autres zones potentiellement à risque, les connaissances sur celles-ci, telle leur localisation précise, leur importance et leur contribution à l'exposition des québécois au radon sont plus limitées;
- La contribution de l'eau de consommation et des matériaux de construction, en termes d'exposition au radon, bien que normalement faible selon la littérature, est très peu documentée au Québec.

RELATION DOSE-RÉPONSE

La relation dose-réponse exprime la variation du risque de développer un cancer du poumon en fonction de la variation de l'intensité, de la durée et de l'importance de l'exposition au radon. En ce qui concerne la relation dose-réponse entre l'exposition au radon et la santé humaine, les membres du groupe de travail ont conclu, en fonction des études disponibles, sur les éléments suivants :

- Les études épidémiologiques disponibles sont globalement compatibles avec une augmentation du risque de cancer du poumon en lien avec une exposition au radon en milieu résidentiel;

- Les études épidémiologiques et le modèle BEIR VI concordent quant à leurs conclusions sur la relation dose-réponse;
- Bien que des incertitudes demeurent quant à la relation dose-réponse aux doses rencontrées dans les résidences et que des recherches soient toujours en cours, aucune révolution dans les connaissances n'est attendue, étant donné les difficultés méthodologiques liées à ce type d'étude;
- Les connaissances actuelles ne permettent pas d'identifier un niveau au-dessous duquel le risque lié à l'exposition au radon est inexistant;
- Les effets sur la santé d'une exposition conjuguée au tabac et au radon sont plus importants que la somme de leurs effets individuels.

IMPACT ESTIMÉ SUR LA SANTÉ

En ce qui concerne l'impact sur la santé humaine associé au radon, les membres du groupe de travail ont conclu, en fonction des études disponibles, sur les éléments suivants :

- Le radon est une cause démontrée de cancer du poumon;
- Le radon est une cause de cancer dont le risque pour la population générale est parmi les plus importants dans le domaine environnemental et il serait responsable, selon le modèle d'analyse de risque utilisé, d'environ 10 % ($\cong 430/4\ 100$ cas) des décès par cancer du poumon au Québec chaque année;
- Dans un contexte où il y a absence de seuil et que la majorité des résidences québécoises contiennent de faibles concentrations de radon, la plus grande partie des cas de cancer attribuable au radon surviendrait chez des individus exposés à de faibles doses de radon et ne pourrait être prévenue par un programme de dépistage des niveaux élevés;
- En fonction des taux de tabagisme actuels, la grande majorité (90 %) des cas de cancer attribuable au radon surviendrait en interaction avec une exposition au tabac;
- L'impact du tabagisme sur le risque lié au radon est tel que le contrôle du tabagisme est susceptible d'entraîner une diminution du risque associée au radon supérieure à ce qui peut être attendu par le contrôle de l'exposition au radon.

OPTIONS DE GESTION DU RISQUE

En ce qui concerne les options de gestion du risque associé au radon pour la santé humaine, les membres du groupe de travail ont conclu, en fonction des études disponibles, sur les éléments suivants :

- Il existe de nombreuses possibilités d'intervention couvrant un large spectre en termes d'impact sur la santé, de coûts, de réglementation, d'implication de ressources publiques et/ou privées, etc.;
- Le choix des éléments finaux d'un éventuel programme est dicté par de nombreux paramètres interdépendants, mais dont plusieurs ne relèvent pas directement du domaine de la santé humaine; ce choix, en plus des aspects reliés à la santé, doit tenir compte entre autres de considérations économiques et organisationnelles;
- Une partie substantielle du risque associé au radon ne pourra être prévenue par un éventuel programme de dépistage puisqu'un tel programme ne permet pas de réduire les cas attribuables à de faibles expositions;
- Une partie des cas attribuables à de faibles expositions peut être évitée par une approche universelle basée sur la réduction de l'exposition, par exemple, par des modifications aux méthodes de

construction des bâtiments visant à réduire les infiltrations de radon dans toutes les nouvelles habitations;

- Selon les scénarios étudiés, en termes de réduction de la mortalité et de faisabilité, les options les plus intéressantes semblent être l'adoption, dans le Code de construction du Québec, de mesures réduisant les infiltrations de radon pour les nouvelles habitations, ainsi que le dépistage du radon dans les lieux publics, comme les écoles, les garderies et autres lieux publics;
- Les autres options considérées dans le présent exercice n'ont pas été retenues parce qu'elles n'ont pas démontré leur efficacité et/ou leur faisabilité ou parce que les conditions nécessaires à leur succès ne sont actuellement pas réunies;
- L'absence d'intervention publique semble inacceptable d'un point de vue éthique;
- La diffusion d'information pertinente sur la question du radon apparaît comme l'intervention minimale;
- L'évolution des connaissances scientifiques ainsi que l'évolution des attentes, des perceptions et des opinions de la population et des parties impliquées, de même que l'évolution du contexte, sont susceptibles de modifier la faisabilité de certaines options de gestion; les conditions favorables à leur succès pourraient ainsi être réunies dans les années à venir;
- L'efficacité de l'intervention dépend de l'intégration de l'ensemble des composantes du programme et les soins apportés à l'élaboration d'une composante du programme sont inutiles si les autres composantes et leurs interrelations ne sont pas considérées avec le même soin.

SYSTÈME DE VALEURS DE RÉFÉRENCE

- L'établissement d'une valeur de référence n'est qu'une composante d'une éventuelle stratégie efficace de contrôle de l'exposition au radon et elle doit être établie en interrelation avec l'ensemble des composantes du programme;
- Les autorités nationales, ailleurs qu'au Québec, ont retenu des options variées de gestion du risque, tenant compte de leur contexte respectif qui se reflètent, entre autres, dans le choix de seuils d'intervention qui, selon le pays et les objectifs visés, varient de 150 à 1 000 Bq/m³, bien qu'ils se situent généralement entre 200 et 400 Bq/m³;
- Le choix d'une valeur de référence ne peut uniquement tenir compte d'une approche basée sur le risque car il y a une relation étroite entre la stratégie d'intervention retenue et le choix d'un niveau d'action;
- Le choix d'une stratégie laissant une large place à l'intervention de l'état, aux subventions et à la réglementation conduira à adopter un niveau d'intervention plus élevé (ex. : Suède) que celui qui aurait été choisi si la stratégie était basée sur l'implication volontaire et autonome des propriétaires (ex. : États-Unis);
- Le niveau choisi doit respecter les capacités financières et organisationnelles des communautés et des individus;
- Le choix d'une valeur de référence devrait s'inscrire en conformité avec les recommandations internationales sur le sujet;
- Un système à plusieurs niveaux présente l'avantage d'adapter l'intervention à plusieurs situations différentes et s'inscrit davantage dans la philosophie de la CIPR qui spécifie qu'une intervention doit être justifiée et optimisée;

- Un système à plusieurs niveaux risque davantage d'entraîner la confusion et de jeter un doute sur la pertinence d'agir à un niveau donné inférieur à ce qui est proposé pour un autre milieu ou une autre situation;
- Il est important d'avoir un système de valeurs de référence cohérent, clair au niveau de ses objectifs et qui permet d'éviter toute confusion dans la population;
- La ligne directrice canadienne actuelle (800 Bq/m³ valeur plafond) est généralement mal interprétée et peu susceptible d'inciter à l'action les individus concernés, même à des niveaux qui lui sont supérieurs.

PROCESSUS D'IDENTIFICATION DES BÂTIMENTS AYANT BESOIN DE CORRECTIFS

- Les connaissances concernant les moyens d'identifier les zones favorables à l'observation de niveaux élevés de radon sont aujourd'hui limitées, mais elles suggèrent qu'un ensemble d'indicateurs judicieusement sélectionnés pourraient aider à les identifier. Des recherches supplémentaires sont nécessaires afin de préciser leur utilité dans le cadre d'un programme;
- Selon les connaissances actuelles, à l'échelle provinciale ou même régionale, la mesure de la concentration de radon, dans un échantillon représentatif de maisons, apparaît comme le seul moyen de confirmer si une zone est effectivement favorable à l'observation de niveaux élevés de radon;
- Dans certaines conditions, à l'échelle sous-régionale, il est possible d'identifier des secteurs favorables à l'observation de niveaux élevés de radon;
- La mesure systématique de la concentration de radon dans toutes les maisons semble actuellement le seul moyen d'identifier l'ensemble des maisons présentant des niveaux élevés;
- Les méthodes de mesure du radon dans les maisons sont adéquates au niveau de leur précision et de leur valeur prédictive;
- Au Québec, l'offre en termes de volume de tests est très limitée et il y a absence de programme d'assurance qualité;
- La faible disponibilité du test est liée à la faible demande qui n'existe pratiquement que dans le cadre de rares situations où le dépistage est organisé pour les citoyens;
- La faible disponibilité du test ne peut être modifiée que par la mise en œuvre d'un programme susceptible d'entraîner une hausse de la demande pour des tests.

CADRE DE SÉLECTION DES TECHNIQUES DE CONTRÔLE

- Il existe des méthodes pour contrôler les niveaux de radon;
- Il existe des préoccupations quant à l'efficacité à court et à long terme et quant à la sécurité de certaines techniques de contrôle dans certaines conditions;
- Les connaissances quant à l'efficacité et la sécurité des méthodes correctives, dans le cadre spécifique des habitations québécoises, sont encore limitées;
- Pour une résidence donnée, le choix d'une méthode de correction efficace et sécuritaire doit faire l'objet d'une évaluation par une personne compétente en la matière;
- Actuellement, il y a très peu d'interventions pour contrôler les niveaux élevés de radon au Québec, sauf dans le cadre d'interventions structurées et ce, à très petite échelle;

- Très peu d'entrepreneurs ou autres spécialistes connaissent les techniques impliquées, leur efficacité et leur pertinence pour corriger de façon efficace et sécuritaire les niveaux élevés de radon dans les habitations;
- Présentement au Québec, l'offre de formation spécifique à cette problématique par les institutions d'enseignement ou par d'autres organismes compétents est pratiquement inexistante.

9 RECOMMANDATIONS

Le présent document ne saurait être le point final du processus de gestion des risques liés au radon. Il en constitue plutôt un premier jalon. Nous croyons qu'il permettra aux autorités publiques de poursuivre ce processus sur des bases plus précises. Le document présente l'état des connaissances et revoit de façon critique les différentes options d'intervention. Il ne présente pas un programme détaillé, mais plutôt une démarche permettant la mise en place graduelle de différentes interventions.

Le groupe de travail estime que les risques à la santé associés au radon justifient des actions plus énergiques et un investissement de ressources supérieur à ce qui est actuellement consenti.

Des activités d'information et de communication, dirigées vers la population et vers les différentes organisations susceptibles d'être associées à la démarche, ainsi que l'élaboration et la production d'un guide destiné à la prise en charge des demandes concernant des cas particuliers devraient au minimum être entrepris.

Le groupe de travail recommande que soient considérées par les autorités responsables les deux options de gestion de risques jugées les plus prometteuses, à brève échéance, par le groupe de travail, en termes d'efficacité et de faisabilité, soit l'adoption de mesures préventives dans le Code de construction du Québec et le dépistage du radon dans les lieux publics (écoles, garderies, lieux de travail, etc.).

Le groupe de travail n'est pas en mesure de recommander, dans l'état actuel des choses, la mise en place à court terme d'un programme destiné à promouvoir un dépistage à grande échelle dans l'ensemble des résidences, en raison des incertitudes et du succès limité de ces approches.

Le groupe recommande donc une approche prudente permettant la mise en place graduelle des conditions nécessaires au succès des interventions et des programmes proposés. Cette approche présente comme avantage de permettre un investissement graduel, suivi d'une évaluation du succès possible des étapes subséquentes.

Le document apporte des réponses à certaines questions. Il en pose également plusieurs auxquelles des réponses devront être apportées. Celles-ci enrichiront la réflexion. Le groupe de travail recommande que le débat puisse maintenant se retrouver sur la place publique et être alimenté par d'autres experts et par le public conformément au processus de gestion des risques proposé par l'INSPQ et dans le respect de nos institutions démocratiques.

LE GROUPE DE TRAVAIL RECOMMANDE :

Dans un premier temps, de mettre en place un **comité de suivi** sous l'égide du ministère de la Santé et des Services sociaux, impliquant d'une part un ou des représentants des organismes de santé publique concernés par la problématique du radon, soit l'Institut national de santé publique du Québec et les directions de santé publique et d'autre part les différents acteurs essentiels à l'opérationnalisation de la démarche, tels que la Société d'habitation du Québec, la Régie du bâtiment et le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. Le comité de suivi sera principalement chargé de la

mise en œuvre et de l'opérationnalisation des recommandations spécifiques énoncées ci-après et d'impliquer le public dans les consultations, lorsque nécessaire. Pour rejoindre ces objectifs, le comité de suivi mettra en place des groupes de travail dont la composition variera en fonction de la tâche à accomplir. Le groupe de travail sur le radon recommande plus spécifiquement :

À COURT TERME

- D'élaborer une stratégie de communication destinée à informer la population du risque à la santé associé à l'exposition au radon dans les habitations. L'élaboration de cette stratégie pourrait se faire conjointement par le réseau de la santé et le milieu de l'habitation.
- D'informer et de former les différents intervenants de santé. L'élaboration de la stratégie de formation pourrait être assumée par l'INSPQ.
- D'élaborer un guide destiné aux intervenants de santé publique pour la prise en charge des aspects santé des demandes concernant les cas particuliers d'exposition au radon de nature individuelle ou communautaire. L'élaboration du guide pourrait être confiée au réseau de la santé.
- D'entreprendre les démarches nécessaires permettant l'adoption de mesures préventives dans le Code de construction du Québec, incluant minimalement les mesures adoptées dans le Code national du bâtiment.
- D'informer et de former les professionnels du milieu de l'habitation et de la construction-rénovation, afin que l'expertise nécessaire à la mise en œuvre de correctifs dans les habitations soit accessible de façon raisonnable. Ce travail d'information et de formation pourrait se faire sous l'égide de la Société d'habitation du Québec, avec l'aide du réseau de la santé, de la Régie du bâtiment et des associations d'entrepreneurs.
- De faire la lumière sur les aspects légaux liés à la problématique du radon, en particulier les obligations reliées au dépistage et à la divulgation des résultats de radon lors d'une transaction immobilière.
- D'intégrer les démarches contre la surexposition au radon de façon synergique avec la poursuite des efforts dans la lutte au tabagisme dans une perspective où cela constitue une approche importante pour la réduction du risque de cancer du poumon attribuable au radon.

À MOYEN TERME

- Compte tenu que la ligne directrice canadienne, dans sa formulation actuelle qui utilise une valeur à ne jamais dépasser (valeur plafond), est mal interprétée et incite à l'inaction, le groupe de travail recommande d'élaborer, sur une base populationnelle, des critères de gestion en fonction des stratégies retenues au Québec et selon une approche fondée sur l'établissement d'une valeur au-dessus de laquelle il est recommandé d'agir (valeur plancher), en accord avec les recommandations internationales, et de faire des représentations auprès des autorités fédérales en la matière (ex. Bureau de radioprotection) afin que les critères soient harmonisés. Les valeurs proposées par les autorités des pays qui se sont dotés d'une ligne directrice se situent entre 150 et 1 000 Bq/m³ selon les objectifs poursuivis, mais le plus souvent entre 200 et 400 Bq/m³. Le choix d'une stratégie laissant une large place à l'intervention de l'État, aux subventions et à la réglementation conduira à adopter un niveau d'intervention plus élevé que celui qui aurait été choisi si la stratégie était basée sur l'implication volontaire et autonome des propriétaires. La

valeur de référence devra donc être établie en fonction de la stratégie d'intervention retenue et tenir compte de l'ensemble des composantes du programme.

- D'entreprendre les démarches, auprès des autorités responsables, visant l'adoption d'un programme d'assurance qualité pour les entrepreneurs impliqués dans les mesures correctrices.
- D'entreprendre les démarches, auprès des autorités responsables, visant l'adoption d'un système d'accréditation des laboratoires effectuant des analyses de radon.
- De considérer la réalisation d'un projet pilote pour étayer un plan d'action visant des interventions (dépistage, mitigation) dans les lieux publics (écoles, garderies, lieux de travail, etc.).
- D'entreprendre des démarches pour mettre en place un registre provincial anonyme des résultats des tests de radon. Ce registre doit être exploitable sur la base d'une unité géographique suffisamment précise pour être mis au profit de la collectivité.
- De solliciter les milieux concernés par le domaine de la recherche et du développement ou le milieu universitaire afin :
 - d'évaluer la pertinence et la faisabilité de procéder à l'identification des zones à risque élevé et au dépistage dans ces zones. Pour ce faire, les éléments nécessaires au succès de cette intervention doivent être documentés au préalable, notamment la précision, la validité et la pertinence des méthodes (critères géologiques, radiométriques, etc.) permettant d'identifier les zones ou les secteurs à risque. Le groupe de travail serait minimalement composé de représentants du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, de la Commission géologique du Canada et d'experts du milieu universitaire;
 - de documenter la contribution de l'eau de consommation et des matériaux de construction à l'exposition au radon au Québec, dans la perspective où des interventions spécifiques pourraient être considérées.

À LONG TERME

- De réévaluer, à la lumière de l'ajout éventuel de nouvelles connaissances et/ou de facteurs facilitants, la pertinence et la faisabilité de promouvoir une stratégie de dépistage universel dans les habitations et de mettre en place les éléments nécessaires à sa réalisation, ce qui inclut, entre autres, les considérations entourant le soutien à l'intervention pour les particuliers.

10 BIBLIOGRAPHIE

- Åkerblom G. 1999. Radon legislation and national guidelines (European Research into Radon in Construction Concerted Action).
- Alavanja MCR, Brownson RC, Lubin JH, Brown C, Berger C, Boice JD, Jr. 1994. Residential radon exposure and lung cancer among non-smoking women. *Journal of the National Cancer Institute*, 86 : 1829-1837.
- Alavanja MCR, Lubin JH, Mahaffey JA, Brownson RC. 1999. Residential radon exposure and risk of lung cancer in Missouri. *American Journal of Public Health*, 84 : 1042-1048.
- Anonyme. 2002. Le radon. En ligne. <www.ful.ac.be/hotes/sandrine/radon.htm>.
- Archer VE. 1987. Association of lung cancer mortality with Precambrian granite. *Archives of Environmental Health* 42 : 87-91.
- Archer VE. 1991. A review of radon in homes: Health effects, measurement, control, and public policy. *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, 6 : 665-671.
- Auvinen A, Mäkeläinen I, Hakama M, Castrén O, Pukkala E, Reisbacka H, Rytömaa T. 1996. Indoor radon and the risk of lung cancer: a nested case-control study in Finland. *Journal of the National Cancer Institute*, 88: 966-972.
- Axelsson O, Edling C, Kling H. 1979. Lung cancer and residency – a case referent study on the possible impact of exposure to radon and its daughters in dwellings. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*, 5 : 10-15.
- Ayotte P, Lévesque B, Gauvin D, McGregor R.G., Martel R, Gingras S, Walker WB, Létourneau EG. 1998. Indoor exposure to ²²²Rn : a public health perspective. *Health Physics*, 75 : 297-302.
- Barros-Dios J, Barreiro MA, Ruano-Ravina A, Figueiras A. 2002. Exposure to residential radon and lung cancer in Spain : A population-based case-control study. *Am J Epidemiol*, 156 : 548-555.
- Bennett MJ. S.d. EPA Steps up Inforegulatory Radon Campaign. *Regulation. The Cato Review of Business & Government*. En ligne. <www.cato.org/pubs/regulation/reg15n2i.html> Consulté le 11 novembre 2003.
- Blot WJ, Xu Z-Y, Boice JD Jr., Zhao D-Z, Stone BJ, Sun J, Jing L-B, Fraumeni JF Jr. 1990. Indoor radon and lung cancer in China. *Journal of the National Cancer Institut*, 82 : 1025-30.
- Bohicchio F, Venuti GC, Nuccetelli C, Piermattei S, Risica S, Tommasino L, Torri G. 1996. Results of the representative Italian national survey on radon indoors. *Health Physics*, 71 : 741-748.
- Brannigan E. 1999. Radon Remediation in Northern Ireland. *Environmental Radon Newsletter*, 21.

- Carrière PE & Légaré J. 1987. Radon and radon daughters in homes of radioactive anomalies of Québec-One year study. Indoor Radon II-Proceedings of the second APCA International specialty conference. New Jersey : 42-58.
- Carrière PE. 1983. Mesures des dérivés du radon dans l'air dans certaines maisons privées du Pontiac. Rapport Interne. Ministère de l'Environnement du Québec.
- Cliff KD, Green BMR, Lomas PR. 1992. Domestic radon remedies. Radiation Protection Dosimetry, 45 : 599-601.
- Cliff KD, Naismith SP, Scivyer, Stephen R. 1994. The efficacy and durability of radon remedial measures. Radiation Protection Dosimetry, 56 : 65-69.
- Cohen B. 1986. Risk evaluation. Symposium on Radon and the home environment, Princeton, NJ, March 22.
- Cohen BL. 1995. Test of the linear-no threshold theory of radiation carcinogenesis for inhaled radon decay products. Health Physics, 68:157-74.
- Cole, L.A. 1993. Element of Risk, The Politics of Radon. A publishing division of the American Association for the Advancement of Science, AAAS press, 246 p.
- Colgan PA & Gultiérrez J. 1995. Justification and optimization in the choice of reference levels for radon in existing Spanish dwellings. Journal of radiological Protection, 15 : 289-301.
- Conference of Radiation Control Program Directors Inc (CRCPD). 1993. CRCPD's radon Risk Communication study results. Radon Bulletin, 3 : 1-8.
- Conseil national de recherches Canada, (CNRC), 2002. En ligne. <irc.nrc-cnrc.gc.ca/catalogue/nbc1f.html> Consulté le 29 juillet 2003.
- Coskeran T, Denman A, Phillips P. 2001. The costs of radon mitigation in domestic properties. Health Policy, 57 : 97-109.
- Cothem CR et Smith JE Jr (ed). 1987. Environmental radon. (Plenum Press, New York).
- Coulter G. 2001. Protective Measures for New Dwellings in Northern Ireland. Environmental Radon Newsletter, 27.
- Crameri R, Brunner HH, Buchli R, Wemli C, Bukart W. 1989. Indoor Rn levels in different geological areas in Switzerland. Health Physics, 57 : 29-38.
- Crocker, C.R. [s.d.]. Sous-sols des maisons d'habitation. Digeste de la construction au Canada. Conseil national de recherches Canada (CNRC). Disponible en ligne : <http://irc.nrc-cnrc.gc.ca/cbd/cbd013f.html>. Consulté le 5 février 2004.
- Cross F, Harley N, Hofman W., 1985. Health and risks from Rn in drinking water. Health Physics, 48 : 649-670.

- Damber L, Larsson LG. 1987. Lung cancer in males and type of dwelling. An epidemiologic pilot study. *Acta Oncologica* 26 : 211-5.
- Darby S, Whitley E, Howe GR, Hutchings SJ, Kusiak RA, Lubin JH, Morrison HI, Tirmarche M, Tomasek L, Radford EP, Roscoe RJ, Samet JM, Yao XX. 1995. Radon exposure and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies. *Journal of the National Cancer Institute* 87: 378-84.
- Darby S, Whitley E, Silcocks P, Thakrar B, Green M, Lumos P, Miles J, Reeves G, Fearn T, Doll R. 1998. Risks of lung cancer associated with residential radon exposure in south-west England: a case-control study. *British Journal of Cancer*, 78 : 394-408.
- Denman AR, Fraser J, Phillips PS. 2000. An evaluation of the effectiveness of the UK programme to protect new buildings in radon affected areas. Proceedings of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association, Hiroshima.
- Denman AR, Phillips PS. 1998. Householders are not prepared to pay. *British Medical Journal* 317 : 1455.
- Denman AR, Phillips PS and Tornberg R. 2000. A Comparative Review of the Effectiveness of radon Remediation Programmes in Hospitals, Schools and Homes in Northamptonshire, International Radiation Protection Association (IRPA) 10th International Congress, Hiroshima, Japan, May 13th to 19th 2000, P-1b-28, 1-7.
- Direction générale de la Santé et Direction générale de l'urbanisme, de l'habitat et de la construction (DGS/DGUHC). 1999. Circulaire DGS/DGUHC no 99/46 du 27 janvier 1999 relative à l'organisation de la gestion du risque lié au radon.
- Douset M and Jammet H. 1985. Comparison of cancer mortality in Limousin and Poitou-Charentes. *Radioprotection* 20 : 61-7.
- Doyle JK, McClelland GH, Schulze WD, Elliot SR, Russell GW. 1991. Protective responses to household risk : a case study of radon mitigation. *Risk Analysis*, 11 : 121-134.
- Doyle PJ, Grasty RL et Charbonneau BW. 1990. Predicting geographic variations in indoor radon using airborne gamma-ray spectrometry. Current research, Part A, Geological Survey of Canada, Paper 90-1A, 27-32.
- Edling C, Comba P, Axelson O, Flodin U. 1982. Effects of low-dose radiation- a correlation study. *Scandinavian Journal of Work, Environment, and Health*, 8 : 59-64.
- Edling C, Kling H, Axelson O. 1984. Radon in homes – a possible cause of lung cancer. *Scandinavian Journal of Work, Environment, and Health*, 10 : 25-34.
- Eheman CR, Ford E, Staehling N, Garbe P. 1996. Knowledge about Indoor radon in the United States : 1990 National Health Interview Survey. *Archives of Environmental Health* 51 : 245-7.
- Endokimoff V, Ozonoff D. 1992. Compliance with EPA guidelines for follow-up testing and mitigation after radon screening measurements. *Health Physics*, 63 : 215-7.

- Ennemoser O, Ambach W, Brunner P, Schneider P. 1994. Unusual high radon exposure in homes and lung cancer. *Lancet*, 344:127.
- Faisca MC, Teixeira MMGR, Bettencourt AO. 1992. Indoor radon concentrations in Portugal-A national survey. *Radiation Protection Dosimetry*, 45 : 465-7.
- Federal Register. 1999. National Primary Drinking Water Regulations; Radon-222. Environmental Protection Agency 40 CFR Parts 141 and 142.
- Field RW, Kruss CB, Vust LJ. 1993. Radon testing behavior in a sample of individuals with high home radon screening measurements. *Risk Analysis*, 13 : 441-7.
- Field RW, Steck DJ, Parkhurst MA, Mahaffey, JA, Alavanja, MCR. 1999. Intercomparison of retrospective radon detectors. *Environmental health perspectives*, 107(11): 901-4.
- Field RW, Steck DJ, Smith RJ, Brus CP, Fisher EL, Neuberger JS, Platz CE, Robinson RA, Woolson RF, Lynch CF. 2000. Residential radon gas exposure and lung cancer. The Iowa radon lung cancer study. *American Journal of Epidemiology*, 151 : 1091-1102.
- Fleischer RL. 1981. A possible association between lung cancer and phosphate mining and processing. *Health Physics*, 41:171-5.
- Fleischer RL. 1986. A possible association between lung cancer and a geological outcrop. *Health Physics*, 50 : 823-7.
- Forastière F, Valesini S, Arca M, Magliola ME, Michelozzi P, Tasco C. 1985. Lung cancer and natural radiation in an Italian Province. *The Science of the Total Environment*, 45: 519-26.
- Ford ES, Ehemann CR, Siegel PZ et Garbe PL. 1996. Radon awareness and testing behavior : findings from the behavioral risk factor surveillance system, 1989-1992. *Health Physics*, 70: 363-366.
- Ford ES & Ehemann CR. 1997. Radon retesting and mitigation behavior among the US population. *Health Physics*, 72 : 611-4.
- Friedmann H, Atzmüller C, Breitenhuber L, Brunner P, Fink K, Fritsche K, Holfmann W, Kaineder H, Karacson P, Karg V, kindl P, Kralik C, Krischan j, Lettner H, Maringer fj, Nadschläger E, Ringer W, Schönhofer F, Schönleitner P, Sperker S, Stadmann H, Steger F, Steinhäusler F, Winkler R. 2001. The Austrian radon project. *The Science of the Total Environment* 272 : 211-2.
- Friedmann H, Atzmüller C, Breitenhuber L, Brunner P, Fink K, Fritsche K, Holfmann W, Kaineder H, Karacson P, Karg V, kindl P, Kralik C, Krischan j, Lettner H, Maringer fj, Nadschläger E, Ringer W, Schönhofer F, Schönleitner P, Sperker S, Stadmann H, Steger F, Steinhäusler F, Winkler R. 1999. The Austrian radon project. *Radon in the living environment 19-23 April 1999, Athens, Greece*.
- Friis L, Carter N, Nordman O, Simeonidis A, Järdö S. 1999. Validation of a geologically based radon risk map : are the indoor radon Concentrations higher in high-risk areas? *Health Physics*, 77: 541-4.

- Germain D. et R. Martel. 1991. Revue sur le radon-Aspects physiques et chimiques (ministère de l'Environnement du Québec).
- Gratton M., Lacroix MA., Lizotte A., Rouillon P. 2004. Campagne de dépistage du radon domiciliaire à Baie-Johan-Beetz. Rapport présenté dans le cadre du cours Formation professionnelle en entreprises ENV 778, Supervisées par Gagnon, F. Université de Sherbrooke.
- Green P. 1992. Radon-Whose responsibility? *Radiation Protection Dosimetry*, 42 : 251-5.
- Gregory B, Jalbert P.P. S.d. National Radon Results : 1985 to 1999. U.S. EPA. En ligne. <www.epa.gov/iaq/radon/images/radonresults85-99.pdf> Consulté le 29 juillet 2003.
- Gunby JA, Darby SC, Miles JCH, Green BMR, Cox DR. 1993. Factors affecting indoor radon concentrations in the United Kingdom. *Health Physics*, 64 : 2-12.
- Hart BL, Mettler FA, Harley NH. 1989. Radon. Is it a problem? *Radiology* (172): 593-99.
- Heid IM, Kuchenhoff H, Wellmann J, Gerken M, Kreinbrock L, Wichmann HE. 2002. On the potential of measurement error to induce differential bias on odds ration estimates : an example from radon epidemiology. *Stat Med*; 21 : 3261-78.
- Hendee W, Doege T. 1988. Origin and health risks of indoor radon. *Seminars in Nuclear Medicine*, 18: 3-9.
- Hess CT, Weiffenbach CV, Norton SA. 1983. Environmental radon and cancer correlations in Maine. *Health Physics*, 45 : 339-48.
- Hofmann W, Katz R, Zhang CX. 1985. Lung cancer in a Chinese high background area—epidemiological results and theoretical interpretation. *The Science of the Total Environment*, 45: 527-34.
- Howarth C et C. Scivyer. 1999. The effectiveness of remedial measures in houses. *Environmental Radon Newsletter* 19.
- Howarth CB. 2001. The reliability of radon reduction techniques. *The Science of the Total Environment*, 272 : 349-352.
- International Commission of Radiological Protection (ICRP). 1999. Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure. Publication 82, *Annals of the ICRP*, 29(1-2).
- International Commission of Radiological Protection (ICRP). 1993. Protection Against Radon-222 at Home and at Work. Publication 65, *Annals of the ICRP*, 23(2).
- International Commission of Radiological Protection (ICRP). 1991. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publications 60, *Annals of the ICRP* 21 (1-3).

- International Commission of Radiological Protection (ICRP). 1987. Constitution of the International Commission on Radiological Protection, Approved at a meeting of the Commission at Como, Italy in September 1987.
- Institut de la statistique du Québec. 2001. Enquête sociale et de santé 1998-2ième édition. Collection la santé et le bien-être. Les Publications du Québec.
- Institut de la statistique du Québec. 2002a. Population par année d'âge et par sexe, Québec, 1^{er} juillet 1998. En ligne <www.stat.gouv.qc.ca/donstat/societe/demographique/struc_poplt/201-98.htm>.
- Institut de la statistique du Québec. 2002b. Population selon le groupe d'âge et le sexe, Gaspésie-îles-de-la-Madeleine (11), 1986, 1991, 1996, 2001. En ligne <www.stat.gouv.qc.ca/donstat/societe/demographique/dons_regnl/regional/204-11>.
- Institut national de santé publique du Québec, 2002. La survie au cancer pour les nouveaux cas déclarés au Québec en 1992. Qualité des données. Probabilité de survie relative à cinq ans. Direction du développement et des programmes. Unité Connaissance-surveillance. 20 p.
- Institut national de santé publique du Québec, 2003. Cadre de référence en gestion des risques pour la santé dans le réseau québécois de la santé publique. Direction des risques environnementaux et occupationnels. INSPQ. 85 p.
- Institut national du cancer du Canada. 1996. Statistiques canadiennes sur le cancer 1996. Santé Canada, Toronto.
- Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN). 2000. Campagne nationale de mesure de l'exposition domestique au radon IPSN-DGS. Bilan et représentation cartographique des mesures au 01 janvier 2000. En ligne <www.irsn.org>. Consulté le 8 décembre 2003.
- Jones M. 1995. Radon remediation : the grant or not to grant. Environmental Radon Newsletter, 2.
- Jönsson G. 1988. Indoor²²²Rn measurements in Sweden with solid-state nuclear track detector technique. Health Physics, 54 : 271-81.
- Kemski J, Siehl A, Stegemann R, Valdivia-Manchego M. 2001. Mapping the geogenic radon potential in Germany. The Science of the Total Environment, 272 : 217-30.
- Klotz J, Petix J, Zagraniski R. 1989. Mortality of a residential cohort exposed to radon from industrially contaminated soil. American Journal of Epidemiology, 129 : 1179-86.
- Kreinbrock L, Kreuzer M, Gerken M, Dingerens G, Wellmann J, Keller G, Wichmann HE. 2001. Case-control study on lung cancer and residential radon in Western Germany. American Journal of Epidemiology, 153 : 42-52.
- Kreuzer M, Heinrich J, Wolke G, Schaffrath Rosario A, Gerken M, Wellmann J, Keller G, Kreinbrock L, Wichmann HE. 2003. Residential radon and risk of lung cancer in Eastern Germany. Epidemiology, 5 : 559-68.

- Lafollette S, Dickey T. 2001. Demonstrating effectiveness of passive radon-resistant new construction. *Journal of Air & Waste Management Association*, 51 : 102-8.
- Lagarde f, Axelsson G, Damber L, Mellander H, Nyberg F, Pershagen G. 2001. Residential radon and lung cancer among never-smokers in Sweden. *Epidemiology*, 12 : 396-404.
- Lagarde F, Falk R, Almren K, Nyberg F, Svensson H, Pershagen G. Glass-based radon-exposure assessment and lung cancer. *J Exposure Anal Environ Epidemiol*, 2002; 12 : 344-54.
- Langroo MK, Wise KN, Duggleby JC et Kotler LH. 1991. A nationwide survey for ²²²Rn and radiation levels in Australian homes. *Health Physics*, 61 : 753-61.
- Lee TR & Maxdonald S. 1994. Public responses to indoor pollution from radon. *Radiation Protection Dosimetry*, 56 : 331-7.
- Lees REM, Steele R, Roberts JH. 1987. A case-control study of lung cancer relative to domestic radon exposure. *International Journal of Epidemiology*, 16 : 7-12.
- Létourneau E. 1985. Limitation of exposure to natural radioactivity in Canada. *The Science of the Total Environment*, 45 : 647-56.
- Létourneau EG, Krewski D, Choi NW, Goddard MJ, McGregor RG, Zielinski JM, Du J. 1994. Case-control study of residential radon and lung cancer in Winnipeg, Manitoba, Canada. *American Journal of Epidemiology*, 140 : 310-22.
- Létourneau EG, Mao Y, McGregor RG, Semenciw R, Smith MH, Wigle DT. 1983. Lung cancer mortality and indoor radon concentrations in 18 Canadian cities. *Epidemiology applied to health physics. Proceedings of a conference; 1983 Jan 10; Albuquerque, NM.* p. 470-83.
- Lévesque B, Gauvin D, McGregor RG, Martel R, Gingras S, Dontigny A, Walker WB, Lajoie P, Létourneau E. 1997. Radon in residences : influences of geological and housing characteristics. *Health Physics*, 72 : 907-14.
- Lévesque B, Gauvin D, McGregor RG, Martel R, Gingras S, Dontigny A, Walker WB, Lajoie P. 1995. Étude d'exposition au radon²²² dans les résidences de la province de Québec. 46 p. + annexes.
- Lévesque B, Rochette L. Gingras S. 1998. Mortalité attribuable au tabagisme au Québec. *Revue canadienne de Santé publique*, 89 : 28-32.
- Liu KS, Hayward SB, Girman JR, Moed BA, Huang FY. 1991. Annual average radon concentration in California residences. *Journal of Air and Waste Management Association*, 41 : 1207-12.
- Loi sur les services de santé et les services sociaux (L.R.Q., S-4.2), douzième édition 2002-2003. Collection Lois et règlements Judico, Éditions Wilson et Lafleur Ltée, Montréal, 2002.
- Lubin JH, Boice JD Jr., Edling C, Hornung RW, Howe GR, Kunz E, Kusiak RA, Morrison HI, Radford EP, Samet JM, Tirmarche M, Woodward A, Yao SX, Pierce DA. 1995. Lung cancer in radon-exposed miners and estimation of risk from indoor exposure. *Journal of the National Cancer Institute*, 87 : 817-27.

- Lubin JH, Boice JD. 1997. Lung cancer risk from residential radon: Meta-analysis of eight epidemiologic studies. *Journal of the National Cancer Institute*, 89 : 49-57.
- Lubin JH, Liang Z, Hrubec Z, Perhagen G, Schoenberg JB, Blot WJ, Klotz JB, Xu Z-Y, Boice Jd Jr. 1994. Radon exposure in residences and lung cancer among women: combined analysis of three studies. *Cancer Causes Control*, 5 : 114-128.
- Lubin JH. 1994. Invited Commentary: Lung cancer and exposure to radon. *American Journal of Epidemiology*, 140 : 323-32.
- Lubin JH. 1999. Estimating lung cancer risk with exposure to environmental tobacco smoke. *Environmental Health Perspectives*, 107 (suppl. 6) : 879-883.
- Madden J. 1997. New radon policies in Ireland. *Environmental Radon Newsletter*, 12.
- Magnus K, Engeland A, Green BM, Haldorsen T, Muirhead CR, Strand T. 1994. Residential radon exposure and lung cancer – An epidemiological study of Norwegian municipalities. *International Journal of Cancer*, 58 : 1-7.
- Marcinowski F, RM Lucas et WM Yeager. 1994. National and regional distributions of airborne radon concentrations in U.S. homes. *Health Physics*, 66: 699-706.
- Massuelle MH. 1998. Politiques publiques de gestion du risque radon : analyse de cas internationaux. Rapport de l'IPSN.
- McLaughlin JP & Wasiolek P. 1988. Radon levels in Irish Dwellings. *Radiation Protection Dosimetry*, 24 : 383-386.
- Mendez D, Warner KE, Courant PN. 1998. Effects of radon mitigation vs smoking cessation in reducing radon-related risk of lung cancer. *American Journal of Public Health*, 88 : 811-812.
- Mjönes L. 2000. The radon situation in Sweden. Résumé d'une conférence donnée à Berlin en octobre 2000.
- Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS). 2001. Programme québécois de dépistage du cancer du sein, Cadre de référence. En ligne <www.msss.gouv.qc.ca/PQDCS/menu_e/page_1.htm> Consulté le 31 juillet 2003.
- Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS). 1999. Évaluation et gestion du risque toxicologique au Québec. Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine. 48 p. + annexes.
- Morley D & Phillips B. 1999. Radon in interior British Columbia schools-October 1999. Radiation Protection Branch, B.C. Ministry of Health Services. En ligne <healthservices.gov.bc.ca/rpteb/enrad/radon001.html>.
- Morley D., Phillips B., Netten CV, 2000. Radon Gas – From the Home to the Fish Hatchery. *Environmental Health Review*, Spring 2000.

- Naismith S. 1994. Efficacy of radon remedial measures. *Radiological Protection Bulletin*, 152 : 10-12.
- Naismith S. 1997. Durability of radon remedial actions. *Radiation Protection Dosimetry*, 71 : 215-218.
- Naismith SP, Miles JCH, Scivyer CR. 1998. The influence of house characteristics on the effectiveness of radon remedial measures. *Health Physics*, 75 : 410-416.
- National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRPM), 1984. Exposures from the uranium series with emphasis on radon and radon daughters in the United States. NCRP Report, 78. Bethesda, Md.
- National Radiological Protection Board (NRPB), 2001. Short-term radon testing. *Environmental Radon Newsletter* 29. p.2.
- National Radiological Protection Board (NRPB), 2000. Protection of new dwellings from radon. *Environmental Radon Newsletter*. Issue 22. 4 p.
- National Research Council, (NRC). 1988. Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters. BEIR IV. Committee on the biological effects of ionizing radiation. National Academy Press, Washington.
- National Research Council (NRC), 1998. Health effects of exposure to radon. BEIR VI. National Academy Press, Washington.
- Nazaroff WW et AV Nero. 1988. Elements of a Strategy for Control of Indoor Radon (Chapitre 12) in *Radon and its Decay Products in Indoor Air*. John Wiley & Sons.
- Nero A. 1983. Indoor radiation exposures from ²²²Rn and its daughters. A view of the issue. *Health Physics*, 45 : 277-88.
- Neuberger JS et Gesell TF. 2002. Residential radon exposure and lung cancer: risk in nonsmokers. *Health Physics*, 83 : 1-18.
- Neuberger JS. 1992. Residential radon and lung cancer: an overview of published studies. *Cancer Detection and Prevention*, 15:435-43.
- Neuberger JS. 1994. Radon and lung cancer (letter). *New England Journal of medicine*, 23 : 1685.
- Patenaude J., 2002. Atelier de formation en éthique. Fiches d'application, Régie Régionale de la Santé et des Services sociaux de l'Estrie, Direction de la Santé Publique, 20 et 21 juin.
- Pavia M, Bianco A, Pileggi C, Angelillo IF. 2003. Meta-analysis of residential exposure to radon gas and lung cancer. *Bull World Health Organ*; 81: 732-8.
- Perritt RL, Hartwell TD, Sheldon LS, Cox BG, Clayton CA, Jones SM, Smith ML. 1990. Radon ²²² levels in New-York state homes. *Health Physics*, 58 : 147-55.
- Pershagen G, Åkerblom G, Axelson O, Clavensjö B, Damber L, Desai G, Enflo A, Lagarde F, Mellander H, Svartengren M, Swedjemark GA. 1994. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *New England Journal of Medicine*, 330 : 159-64.

- Pershagen G, Liang Z-H, Hrubec Z, Svenson C, Boice JD Jr., 1992. Residential radon exposure and lung cancer in Swedish women. *Health Physics*, 63:179-86.
- Pineault R. & Daveluy C. 1986. *La planification de la santé : concepts, méthode, stratégies*, Montréal, Agence d'Arc. 480 p.
- Poffijn A, Marijns R, Van Marcke H, Uyttenhove J. 1985. Results of a preliminary survey on radon in Belgium. *The Science of the Total Environment*, 45 : 335-42.
- Pollard D. 2001. Radon in Irish Schools. 2001. *Environmental Radon Newsletter*, 29.
- Presidential/Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management (PCCRARM). 1997. *Framework for Environmental Health Risk Management, Rapport final, vol. 1*, Washington, Presidential / Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management, 64 p.
- Risoe National Laboratory, 2002. Research activities-Radon in house. En ligne <www.risoe.dk/nuk/radon.htm>.
- Ruosteenoja E, Makelainen I, Rytomaa T, Hakulinen T, Hakama M. 1996. Radon and lung cancer in Finland. *Health Physics*, 71 : 185-189.
- Samet JM. 1989. Radon and lung cancer. *Journal of the National Cancer Institut*, 81 : 745-57.
- Santé Canada. 1995. *Le radon. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. *Radon : Vous et votre famille - une perspective personnelle*. Ministère de l'Approvisionnement et Services Canada, Ottawa, H49-39.
- Savard M, Dessau J-C, Pellerin É. 1998. *Le radon à Oka - Rapport d'intervention de santé publique (Régie régionale de la santé et des services sociaux des Laurentides, Direction de la santé publique, St-Jérôme)*.
- Savard M, Dessau J-C, Pellerin É. 1999a. *Le radon à Oka - mesures complémentaires de concentrations de radon (Régie régionale de la santé et des services sociaux des Laurentides, Direction de la santé publique, St-Jérôme)*.
- Savard M, Pellerin E, Dessau J-C. 1999b. *Évaluation des risques de surexposition au radon dans un secteur des collines de Saint-André-Est-Municipalité de Saint-André-d'Argenteuil (Rapport de la Direction régionale de la santé publique des Laurentides)*.
- Savard M, Dessau J-C, Pellerin É. 1999c. *Efficacité des mesures de mitigation-Le radon à Oka (Régie régionale de la santé et des services sociaux des Laurentides, Direction de la santé publique, St-Jérôme)*.
- Schmier H & Wicke A. 1985. Results from a survey of indoor radon exposures in the Federal Republic of Germany. *The Science of the Total Environment*, 45 : 335-42.

- Schoenberg JB, Klotz JB, Wilcos GP, Gil-del-Real MT, Stemhagen A, Mason TJ. 1990. Case-control study of residential radon and lung cancer among New Jersey women. *Cancer Research*, 50:6520-4.
- Simpson SD, Comstock GW. 1983. Lung cancer and housing characteristics. *Archives of Environmental Health*, 38: 248-251.
- Société canadienne d'hypothèques et de logement et Santé Canada (SCHL). 1997. Le radon - Guide à l'usage des propriétaires canadiens. 40 p.
- Société canadienne d'hypothèque et de logement (SCHL). 1983. Réduction de la concentration de radon dans les maisons neuves.
- Société d'habitation du Québec (SHQ). 2001. Évolution socio-économique des ménages locataires et propriétaires au Québec entre 1981 et 1996. Forest, P. et CR Deschênes, Direction de la planification, de l'évaluation et de la recherche. 90 p.
- Spiegel JM, Krewski D. 2002. Using willingness to pay to evaluate the implementation of Canada's residential radon exposure guideline. *Canadian Journal of Public Health*, 93 : 223-8.
- Stigum H, Strand T, Magnus P. 2003. Should Radon Be Reduced in Homes ? A Cost-Effect Analysis. *Health Physics*, 84(2) : 227-35.
- Strand T, Green BMR, Lomas PR. 1992. Radon in Norwegian dwellings. *Radiation Protection Dosimetry*, 45 : 503-508.
- Svensson C, Eklund G, Pershagen G. 1987. Indoor exposure to radon from the ground and bronchial cancer in women. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 59 : 123-31.
- Svensson C, Pershagen G, Klominek J. 1989. Lung cancer in women and type of dwelling in relation to radon exposure. *Cancer Research*, 49:1861-65.
- Swedjemark GA. 1996. Swedish radon programme. *Environmental Radon Newsletter*, 6.
- Swedjemark GA, Åkerblom G. 1994. The Swedish radon programme: thirteen years of experience and suggestions for future strategy. *Radiation Protection Dosimetry*, 56 : 201-5.
- Swedjemark GA, Mjönes L. 1984. Radon and radon daughter concentrations in Swedish homes. *Radiation Protection Dosimetry*, 7 : 341-5.
- Teng T.O., Adams, M.E., Pliskin, J.S., Safran, D.G., Siegel, J.E., Weinstein, M.C., Graham, J.D. 1995. Five-hundred Life-Saving Interventions and Their Cost-Effectiveness, *Risk Analysis*, Vol.15, No. 3.
- Ulbak K, Stenum B, Sorensen A, Majbom B, Botter-Jensen L, Nielsen SP. 1988. Results from the Danish indoor radiation survey. *Radiation Protection Dosimetry*, 24: 401-5.

- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2002. A Citizen's guide to radon : The guide to protecting yourself and your family from radon (4th edition) (US Environmental Protection Agency, U.S. Department of Health and Human Services and the US Public Health Service, Office of Air and Radiation, Indoor Environments Division, EPA document 402-K02-006).
- United States Environmental protection Agency (USEPA), Office of Air and Radiation (OAR), Office of Radiation and Indoor Air (ORIA). 2000. Home Buyer's and Seller's Guide to Radon (402-K-00-008). 43 p.
- United States Environmental protection Agency (USEPA). 1998. Building a New Home : Have You Considered radon ? (pamphlet). En ligne <www.epa.gov/radon/pubs/builder.html> Consulté le 30 juillet 2003.
- Varley NR, Flowers AG. 1998. Indoor radon prediction from soil gas measurements. *Health Physics*, 74 : 714-8.
- Walsh CJ. 2001. Radon Protection of buildings Critical issues of design & construction in the E.U. 3rd EuroSymposium on Radon Protection/Liege-May 2001.
- Wang Z, Lubin JH, Wang L, Zhang S, Boice JD, Cui H, Zhang S, Conrath S, Xia Y, Shang B, Brenner A, Lei S, Metayer C, Cao J, Chen KW, Lei S, Kleinerman RA. Residential radon and lung cancer risk in a high-exposure area of Gansu province, China. *Am J Epidemiol*, 2002; 155 : 554-64.
- White SB, Bergsten JW, Alexander BV, Rodman NF, Phillips JL. 1992. Indoor 222 Rn concentrations in a probability sample of 43,600 houses across 30 states. *Health Physics*, 62 : 41-50.
- World Health Organization (WHO). 2000. Air quality guidelines for Europe-Second edition. WHO regional publications. European Series, no 91.
- Zhu HC, Charlet JM, Poffijn A. 2001. Radon risk mapping in southern Belgium : an application of geostatistical and GIS techniques. *The Science of the Total Environment*, 272 : 203-10.

ANNEXE I

PROGRAMMES D'INTERVENTION RÉPERTORIÉS EN EUROPE ET AUX ÉTATS-UNIS

ALLEMAGNE

Bilan de la situation : La concentration moyenne (arithmétique) en radon dans les habitations allemandes serait d'environ 50 Bq/m³ (médiane de 40 Bq/m³; Czarwinski *et al.*, 1994). Selon la Commission fédérale de radioprotection, la concentration de radon dans les résidences serait supérieure aux niveaux considérés comme normaux (< 250 Bq/m³) dans environ 1,5 % des logements (Lehmann *et al.*, 1997). On retrouverait des concentrations supérieures à 400 Bq/m³ dans environ 0,5 à 1,0 % des logements. Dans les régions de Saxe et Thuringe où les résidus miniers ont longtemps servi de matériaux de construction, les niveaux de radon dans les maisons pourraient être relativement élevés; dans la ville de Schneeberg, 2 % des logements pourraient avoir une concentration supérieure à 10 000 Bq/m³ (Czarwinski *et al.*, 1994).

Valeur de référence en milieu résidentiel : Deux niveaux de référence ont été établis en 1988 par la Commission fédérale de radioprotection. Ces niveaux (exprimés en radon gaz) sont de 250 Bq/m³ et de 1 000 Bq/m³. Le premier niveau correspond à une valeur plancher ou à un niveau considéré comme normal (niveau souhaitable); lorsque la concentration excède cette valeur, il est conseillé de mettre en place des mesures correctives si elles sont simples à réaliser (ex. : ventilation accrue). Lorsque les concentrations excèdent le second niveau (1 000 Bq/m³), il est recommandé de réaliser des travaux correctifs quelle que soit la difficulté de réalisation. Dans le cas des nouvelles habitations, il est recommandé de prendre les mesures nécessaires pour que les niveaux n'excèdent pas 250 Bq/m³. Ces niveaux n'ont pas une valeur légale mais sont plutôt de simples indications (Kendall, 1995).

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : Aucun niveau de référence n'a été fixé pour l'exposition professionnelle. Il ne semble pas par ailleurs y avoir de recommandations particulières pour les édifices publics. On considère toutefois que des concentrations plus importantes que dans les résidences peuvent être tolérées du fait des plus faibles taux d'occupation des édifices publics (Kendall, 1995).

Valeur de référence dans l'eau potable : L'Allemagne n'a pas défini de niveau de référence dans l'eau (Åkerblom, 1999).

Valeur de référence pour les matériaux de construction : L'Allemagne a fixé à 200 Bq/Kg la quantité de radium-226 (en équilibre avec ses produits de filiation) permise dans les matériaux de construction (Åkerblom, 1999).

Identification des zones à risque : Une cartographie a été développée par l'Institut de géologie de l'Université de Bonn suite à la demande du ministère de l'Environnement, de la Conservation et de la Sécurité nucléaire. Cette cartographie est basée sur les connaissances géologiques et sur des mesures de la concentration de radon dans les sols (Kemski *et al.*, 2001).

Méthode de mesure : Des mesures sur le court terme ou le long terme peuvent être prises. Toutefois, seules les mesures sur au moins deux mois servent normalement à décider si des travaux de mitigation sont requis (Massuelle, 1998).

Frais de mesure : Exception faite des mesures prises dans le cadre des programmes spéciaux de dépistage, les mesures sont à la charge des particuliers (Massuelle, 1998).

Certification : Il n'y a pas d'agrément prévu pour les entreprises commerciales spécialisées dans la prise de mesure ou pour les entreprises amenées à réaliser les travaux de mitigation (Massuelle, 1998).

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Les frais relatifs à l'application des mesures d'atténuation sont à la charge des propriétaires.

Règles de construction : En 1998, l'Allemagne n'avait toujours pas fixé de normes de construction relatives au radon (Åkerblom, 1999). Il est toutefois recommandé de mettre en place les moyens nécessaires pour que les concentrations dans les nouvelles habitations n'excèdent pas la valeur cible de 250 Bq/m³.

Information : Il ne semble pas y avoir de réel programme de communication. Un programme d'information aurait toutefois été mis de l'avant par la Commission fédérale de radioprotection dans les anciennes zones d'extraction d'uranium de l'ex-RDA.

Évaluation du programme : Environ 1 % des logements au-dessus du niveau de référence auraient été identifiés. Des mesures visant à réduire les concentrations de radon auraient été mises en place dans 10 % des logements dans lesquels des concentrations supérieures à 250 Bq/m³ ont été identifiées (Colgan, 1995 cité dans Massuelle, 1998).

Références

- Åkerblom G. 1999. Radon legislation and national guidelines (European Research into Radon in Construction Concerted Action).
- Czarwinski R, R Lehmann, W Röhsch. 1994. Radon in eastern German houses, surveys and outcomes. *Radiation Protection Dosimetry* 56 : 281-286.
- Kendall G. 1995. Radon control in Germany. *The Radiological Protection Bulletin (NRPB)*, 161, janvier.
- Kemski J, Siehl A, Stegemann R, Valdivia-Manchego M. 2001. Mapping the geogenic radon potential in Germany. *The Science of the Total Environment* 272 : 217-230.
- Lehmann R, Kemski J, Siehl A. 1997. Radon concentration in residential buildings of the federal Republic of Germany (Rapport du Bundesamt für Strahlenschutz).
- Massuelle, M.H. 1998. Politiques publiques de gestion du risque radon : analyse de cas internationaux (*Rapport de l'IPSN*).
- WHO. 2002. Air quality guidelines for Europe. Second edition.

AUTRICHE

Bilan de la situation : Les moyennes (arithmétique) retrouvées dans les habitations en Autriche varient entre 60 et 330 Bq/m³. Pour l'ensemble du pays, la teneur moyenne est d'environ 114 Bq/m³, la médiane de 62 Bq/m³ et la valeur maximale de 8 325 Bq/m³ (Friedmann *et al.*, 1999; 2001).

Le programme autrichien sur le radon a été développé en 1991 et prévoit l'implantation de mesures de prévention obligatoires dans les nouvelles maisons situées dans les zones à risque (5 % des municipalités) et le développement de méthodes de mitigation pour les habitats existants (Friedmann *et al.* 1999, 2001).

Valeur de référence en milieu résidentiel : Deux niveaux de référence ont été établis. Le premier niveau est de 200 Bq/m³ et s'applique aux nouveaux bâtiments. Le second de 400 Bq/m³ s'applique aux bâtiments déjà existants; à partir de 400 Bq/m³, il est recommandé de prendre des mesures pour réduire les teneurs dans la résidence (Friedmann *et al.*, 2001). Ces niveaux n'ont pas une valeur légale mais sont plutôt de simples indications.

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : Dans les bâtiments anciens, la concentration recommandée est de 400 Bq/m³. Dans les nouveaux bâtiments, la valeur recommandée est de 200 Bq/m³. Ces valeurs ne sont que de simples indications et ne représentent pas des contraintes légales (Åkerblom, 1999).

Valeur de référence dans l'eau potable : L'Autriche n'a pas défini de niveau de référence dans l'eau (Åkerblom, 1999).

Valeur de référence pour les matériaux de construction : L'Autriche a fixé une norme qui définit la limite permise d'éléments radioactifs dans les matériaux de construction (Åkerblom, 1999).

Identification des zones à risque : Pour identifier les zones à risque, des mesures ont été effectuées dans environ 0,3 à 0,5 % des résidences (Friedmann *et al.*, 1999; Friedmann *et al.*, 2001). Au total, les résultats obtenus dans environ 25 000 résidences ont été utilisés pour élaborer la cartographie. Pour des raisons administratives, les teneurs moyennes ont été établies en fonction des limites municipales sans tenir compte de la géologie locale. Les zones à risque sont donc délimitées en fonction des limites administratives plutôt que sur des bases géologiques. Les municipalités ont été divisées en trois groupes en fonction des concentrations moyennes mesurées dans les résidences. Dans le premier groupe, on retrouve les municipalités qui présentent des concentrations inférieures à 200 Bq/m³. Lorsque les concentrations se situent entre 200 et 400 Bq/m³, la zone est considérée comme à risque moyen. Enfin, les municipalités à risque sont celles qui présentent des concentrations supérieures à 400 Bq/m³. Environ 80 % des municipalités se retrouvent dans le premier groupe, 15 % dans le second et 5 % dans le groupe à risque. Dans un deuxième temps, des mesures additionnelles vont être prises pour mieux définir les zones à risque (Friedmann *et al.*, 1999).

Méthode de mesure : Des mesures sur des courtes ou des longues périodes ont été prises dans le cadre du programme de dépistage réalisé entre 1995 et 2000. Les détecteurs étaient placés dans la salle de séjour et la chambre à coucher des maîtres (Friedmann *et al.*, 2001).

Frais de mesurage : Aucune information disponible.

Certification : Le gouvernement autrichien travaille actuellement à l'élaboration de procédures relatives à l'implantation de mesures de mitigation (diagnostic, mitigation, vérification, etc.) (Maringer *et al.*, 2001).

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Aucune information disponible.

Règles de construction : Le gouvernement autrichien prévoit instaurer des règles de construction ou à tout le moins des recommandations qui seraient applicables dans les zones considérées comme à risque (Åkerblom, 1999; Friedmann *et al.*, 2001; Maringer, 2001).

Information : Aucune information quant au programme de communication mis en place n'est disponible.

Évaluation du programme : Les concentrations auraient été mesurées dans près de 25 000 maisons à travers le pays dans le cadre du programme de mesures instauré par le gouvernement pour identifier les zones à risque. Peu de résidences auraient toutefois fait l'objet de travaux de mitigation même si dans certaines régions les concentrations sont très élevées (Maringer *et al.*, 2001).

Références

- Åkerblom G. 1999. Radon legislation and national guidelines (European Research into Radon in Construction Concerted Action).
- Friedmann H, Atzmüller C, Breitenhuber L, Brunner P, Fink K, Fritsche K, Holfmann W, Kaineder H, Karacson P, Karg V, kindl P, Kralik C, Krischan j, Lettner H, Maringer fj, Nadschläger E, Ringer W, Schönhofer F, Schönleitner P, Sperker S, Stadmann H, Steger F, Steinhäusler F, Winkler R. 2001. The Austrian radon project. *The Science of the Total Environment* 272 : 211-212.
- Friedmann H, Atzmüller C, Breitenhuber L, Brunner P, Fink K, Fritsche K, Holfmann W, Kaineder H, Karacson P, Karg V, kindl P, Kralik C, Krischan j, Lettner H, Maringer fj, Nadschläger E, Ringer W, Schönhofer F, Schönleitner P, Sperker S, Stadmann H, Steger F, Steinhäusler F, Winkler R. 1999. The Austrian radon project. *Radon in the Living Environment* 19-23 April 1999, Athens, Greece.
- Maringer FJ, Akis MG, Kaineder H, Kindl P, Kralik C, Lettner H, Lueglinger S, Nadschlagel E, Ringer W, Rolle R, Schonhofer F, Sperker S, Stadmann H, Steger F, Steinhausler F, Tschurlovits M, Winkler R. 2001. Results and conclusions of the Austrian radon mitigation project "SARAH". *The Science of the Total Environment*, 272 : 159-167.

BELGIQUE

Bilan de la situation : La valeur moyenne (arithmétique) en Belgique dans les habitations est de 50 Bq/m³ (concentration similaire à la teneur moyenne mesurée en Allemagne). Des concentrations supérieures à 200 et 400 Bq/m³ pourraient être mesurées dans environ 1,7 et 0,3 % des résidences respectivement (WHO, 2000). Des valeurs plus élevées ont été mesurées dans certaines régions. En Wallonie, la concentration moyenne serait d'environ 80 Bq/m³ (1 % des maisons wallonnes dépasseraient 400 Bq/m³, mais ce taux atteindrait 10 % dans la province du Luxembourg). Au Luxembourg, 4 % des maisons seraient au-dessus de 1 000 Bq/m³ (Anonyme, 2002).

Valeur de référence en milieu résidentiel : Les autorités fédérales belges recommandent que les concentrations demeurent inférieures à 400 Bq/m³ dans les maisons existantes et inférieures à 200 Bq/m³ dans les nouvelles habitations. Ces niveaux ne constituent cependant pas des normes mais de simples indications. Lorsque les concentrations excèdent 1 000 Bq/m³, il est recommandé d'agir rapidement pour résoudre le problème et d'aérer en permanence les pièces occupées en attendant l'exécution des travaux nécessaires. Lorsque les teneurs se situent entre 400 et 1 000 Bq/m³, il est recommandé de prendre des mesures simples pour réduire les concentrations (ventilation accrue surtout des caves et des vides sanitaires, colmatage des voies d'entrée possibles) et de faire exécuter une étude détaillée du problème et un dépistage dans l'ensemble des pièces. Lorsque la concentration est inférieure, une action peut être envisagée, surtout si un enfant ou un fumeur est exposé. Cette action n'est cependant pas considérée comme impérative ou urgente (Anonyme, 2002).

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : Aucune valeur n'est proposée pour les lieux de travail et les bâtiments publics.

Valeur de référence dans l'eau potable : Aucune valeur n'est recommandée.

Valeur de référence pour les matériaux de construction : Aucune valeur n'est recommandée. On considère que les matériaux de construction utilisés en Belgique ne représentent pas un problème important (Kuske et Nicolas, 2002).

Identification des zones à risque : Les zones à forte concentration de radon sont établies à partir de mesures réalisées dans les logements, les écoles et les bâtiments publics. Ces mesures sont réparties sur le territoire à partir des données géologiques et d'après les mesures déjà disponibles (Zhu *et al.*, 2001). Le Service de protection contre les radiations ionisantes (SPRI) a fait réaliser une étude complémentaire sur 10 000 maisons, afin de produire une carte plus détaillée de la répartition géographique du radon en Belgique qui sera corrélée à la géologie du sous-sol (Anonyme, 2002).

Méthode de mesure : Il est conseillé d'utiliser deux détecteurs passifs et de les placer dans des pièces occupées du logement. La durée recommandée de l'échantillonnage est de six mois mais en réalité, il a généralement lieu sur une période de deux mois.

On peut se procurer en Belgique un détecteur auprès d'un pharmacien ou via l'Institut supérieur de recherche appliquée pour l'industrie nucléaire (ISRAIN). Le détecteur est fourni avec un mode d'emploi dans un colis pré-timbré permettant le renvoi par la poste au laboratoire. Après analyse en

laboratoire, un rapport est envoyé à l'intéressé. Le coût de l'analyse est compris dans le prix d'acquisition (Anonyme, 2002)

Frais de mesurage : Les frais sont à la charge des propriétaires sauf dans le cas d'enquêtes nationales (Massuelle, 1998).

Certification : Il n'existe aucun programme de certification pour les entreprises. Bien qu'il existe un petit nombre d'entreprises pouvant faire des mesures de la concentration en radon, il n'y pas d'entreprises spécialisées dans l'implantation de mesures de mitigation. Il y aurait un manque d'intérêt des professionnels du bâtiment dû à la faiblesse des masses financières dégagées pour les opérations relatives aux mesures correctives (Massuelle, 1998).

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Des subventions sont disponibles dans le cadre de la prime à la réhabilitation des bâtiments insalubres, en fonction du revenu et à condition que les concentrations soient supérieures à 400 Bq/m³. Un propriétaire ne peut cependant recevoir plus de 40 % de la somme engagée dans la limite d'un certain montant (Massuelle, 1998).

Règles de construction : L'approche préventive est jugée comme un élément central de la politique radon en Belgique, mais en réalité aucune règle ne semble avoir été édictée. Lorsqu'un bâtiment est construit dans une zone à risque, il est conseillé de mettre en oeuvre des mesures de protection visant à réduire l'infiltration du radon (placement d'une couche plastique imperméable au radon sous la dalle du sous-sol), ainsi que des mesures visant à bien aérer le bâtiment (surtout les pièces du sous-sol comme la cave et le garage) (Anonyme, 2002).

Information : L'information est jugée comme un maillon essentiel de la politique radon en Belgique. Un réseau de « Centres Radon » a été mis en place. Ces centres ont pour rôle de communiquer avec le public et de répondre à ses sollicitations. Des personnes faisant office de personnes ressources sont recrutées dans chaque municipalité située dans les zones à risque (Massuelle, 1998).

Évaluation du programme : Jusqu'à présent le nombre de logements dans lesquels la concentration de radon a été mesurée est apparemment encore faible. Les autorités fédérales belges estiment que le succès du programme radon dépend en grande partie de son insertion dans un cadre réglementaire. Ce cadre pourrait intégrer les niveaux de référence dans l'ensemble des prescriptions sanitaires relatives aux constructions nouvelles et à la salubrité/habitabilité des logements existants. Il appartient aux autorités régionales de prendre l'initiative de les introduire dans leur réglementation puisque ces matières ne relèvent pas de la compétence fédérale (Massuelle, 1998).

Références

Anonyme. 2002. Le radon. (www.ful.ac.be/hotes/sandrine/radon.htm)

Goes. 1998. Le programme d'action du service de protection contre les radiations ionisantes sur le radon dans les habitations en Belgique. (www.ful.ac.be/hotes/sandrine/conference/journee_sandrine/26091998/goes/rpgoes.htm)

Kuske M et Nicolas J. 2002. Les pollutions dans l'air à l'intérieur des bâtiments. Diagnostic. Incidences sur la santé. Fondation Universitaire Luxembourgeoise (www.province.luxembourg.be/sante/osenvironnement01.html).

Massuelle, M.H. 1998. Politiques publiques de gestion du risque radon : analyse de cas internationaux (Rapport de l'IPSN).

Zhu HC, Charlet JM, Poffijn A. 2001. Radon risk mapping in Southern Belgium : an application of geostatistical and GIS techniques. *The Science of the Total Environment* 272 : 203-210.

ÉTATS-UNIS

Bilan de la situation : Le gouvernement américain a lancé son programme radon en 1987. L'objectif à long terme inscrit dans la législation fédérale (*Toxic Substances Control Act Amendment* de 1988) était d'abaisser les concentrations dans l'air intérieur à des niveaux comparables à ceux pouvant être mesurés dans l'atmosphère ambiante. Le programme lancé par l'EPA reposait essentiellement sur des actions à caractère incitatif, soit des actions d'information et d'éducation. L'Agence justifiait sa position par les caractéristiques propres au risque radon (difficultés cognitives d'appréhension, absence de bouc émissaire, caractère domestique des expositions). Même si l'approche américaine se veut peu interventionniste, les États ont toujours la possibilité d'adopter des textes législatifs plus contraignants. De fait, on observe un développement variable des politiques radon selon les États. À titre d'exemple, l'État de la Floride a rendu obligatoires les mesures dans les écoles, élaboré des règles de construction strictes, obligé la prise de mesures dans le cas de transaction immobilières et mis en place un système de certification des entreprises de mesurage et de mitigation (OGE, 1992).

Valeur de référence ne milieu résidentiel : l'EPA a établi un niveau de référence qui est exprimé en pCi/L (Oge, 1994). L'agence a également publié des recommandations sur les lignes de conduite à l'intention des citoyens en fonction des niveaux de radon retrouvés dans les maisons (EPA, 1986). Ces recommandations stipulent que des taux entre 4 et 20 pCi (150 et 749 Bq/m³) nécessitent la mise en place de mesures afin de réduire les quantités de radon à des niveaux inférieurs à 4 pCi/L. Lorsque les concentrations se situent entre 20 et 200 pCi/L (740-7400), on incite le propriétaire à prendre des mesures rapides (quelques mois) pour diminuer les concentrations à des niveaux bien en deçà de 20 pCi/L. Il faut noter par ailleurs qu'aucune distinction n'est faite entre les résidences existantes et les constructions nouvelles.

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : Les niveaux définis pour les résidences sont également utilisés pour les écoles mais aucun niveau n'a été fixé pour les lieux de travail. Certains États ont rendu obligatoire le mesurage dans les écoles.

Valeur de référence dans l'eau potable : Aucune information à cet effet.

Valeur de référence pour les matériaux de construction : Aucune information à cet effet.

Cartographie des zones à risque : Une cartographie des zones à risque est disponible sur internet. L'EPA a mis l'accent sur la mesure dans les zones à risque et les écoles.

Méthode de mesure : Les mesures sur le long terme sont privilégiées. L'EPA considère toutefois que les propriétaires sont réticents aux mesures prises sur une longue période. Aussi, l'Agence américaine préconise maintenant deux protocoles de mesures pour prendre une décision relativement à la mise en place de contre-mesures : (1) deux mesures sur le court terme (1 semaine) ou (2) une mesure sur le court terme et une seconde sur le long terme (90 jours) afin de confirmer les valeurs très hautes. Dans le cadre de transactions immobilières, trois mesures sur le court terme sont recommandées. La mesure du radon est encouragée à l'occasion des transferts de propriété et il ressort que ce type de mesure contribue, pour une grande part, au nombre total de mesures prises aux États-Unis (Oge, 1994).

Frais de mesurage : Les frais sont à la charge des propriétaires.

Certification : Les mesures sont généralement prises par des entreprises dont la compétence a été reconnue par l'EPA dans le cadre du *Radon Measurement Proficiency Programme*. Les entrepreneurs qui suivent ce programme qui est facultatif doivent passer un test de mesure. Ils doivent également avoir un programme d'assurance qualité et suivre les protocoles déterminés par l'EPA. L'EPA publie régulièrement la liste des entreprises ainsi reconnues. Depuis 1991, ce programme s'adresse également à des particuliers et aux agents immobiliers. Il faut noter par ailleurs que certains États ont organisé leur propre système d'agrément.

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Les frais sont à la charge des propriétaires. Dans certains États comme au New Jersey, il est possible d'obtenir une aide financière sous la forme de prêts à taux réduits.

Règles de construction : En 1994, l'EPA a publié un document intitulé *Model Standards and Techniques for Control of Radon in New Residential Buildings* qui décrit les techniques de construction qu'elle recommande dans les zones à risque. Ces indications sont parfois reprises dans les codes locaux de construction, comme en Floride. Elles consistent généralement en l'installation de méthodes passives de réduction. Pour toute nouvelle construction dans une zone à risque, l'EPA recommande une mesure de vérification après les travaux.

Information : L'EPA a publié de nombreux guides d'information et techniques sur le radon. L'Agence a également entrepris plusieurs vastes campagnes d'information. Malgré les efforts d'information développés par l'Agence américaine et ses partenaires dans les différents États, des résultats relativement modestes ont été obtenus ; ils ont été attribués à la difficulté d'appréhension du risque radon. En fait, même si 80 % des Américains ont entendu parler du radon et si 70 % de ces derniers connaissent les effets du radon sur la santé, à peine 2 % des logements dont la concentration pourrait dépasser la valeur de référence ont été assainis. Selon Guimond *et al.* (1992), la communication sur le risque radon répond à certaines spécificités et il conviendrait de modifier le contenu de l'information dans les directions suivantes. L'accent devrait notamment être mis sur la responsabilité que les gens peuvent éprouver pour la protection de leur famille. L'information devrait également comporter un volet plus prescriptif. Par exemple, s'agissant des mesures d'atténuation, il ne suffit pas d'indiquer les différentes et nombreuses actions possibles car, dans un domaine qui n'est pas familier, le grand choix ainsi laissé conduira vraisemblablement à l'inaction; il faut donc clairement indiquer la meilleure solution. Enfin, il conviendrait de personnaliser la menace radon en la comparant à des menaces similaires mais plus familières et perçues comme réellement dangereuses par le public, par exemple les effets des rayons X, afin de diminuer l'apathie du public.

Évaluation du programme : Malgré les efforts importants consentis pour informer les citoyens américains sur les risques associés au radon, des mesures ont été prises dans un pourcentage relativement faible de maisons. Depuis 1998, le Département de l'énergie a cessé de financer les projets sur le radon. Aujourd'hui les mesures sont prises dans le cadre de transactions immobilières, dans les réserves indiennes, dans les écoles et les édifices gouvernementaux (George et Bredhoff, 2001).

Références

- Georges AC, Bredhoff N. 2001. The present status of the radon program in the United States of America. *The Science of the Total Environment*, 272 : 245-246.
- Lafollette S, Dickey T. 2001. Demonstrating effectiveness of passive radon-resistant new construction. *J. Air & Waste Manage. Association*, 51 : 102-108.
- Oge M. 1992 Overview of the US Environmental Protection Agency radon action programme. *Radiation Protection Dosimetry* 45 : 751-757.
- Oge M. 1994. The US Environmental Protection Agency's strategy to reduce risks of radon. *Radiation Protection Dosimetry* 56 : 343-354.

FINLANDE

Bilan de la situation : La Finlande est un des pays où la concentration de radon est la plus élevée; la moyenne (arithmétique) des concentrations dans les habitations serait d'environ 120 Bq/m³. Les concentrations seraient supérieures à 400 Bq/m³ dans 3,6 % des logements (OMS, 2001). On dénombrait au moins 14 municipalités où plus du quart des logements présentent des concentrations supérieures à 400 Bq/m³ et 68 municipalités où entre 10 et 25 % des logements présenteraient des teneurs en radon supérieures à 400 Bq/m³ (OMS, 1996 cité dans Massuelle, 1998).

Valeur de référence en milieu résidentiel : Deux niveaux de référence ont été établis par le Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety. Ces niveaux de référence sont de 400 Bq/m³ et de 200 Bq/m³. Le premier niveau s'applique aux logements existants et le second correspond à la concentration à atteindre dans les futures constructions. Ce sont les municipalités qui, en élaborant des règles de construction, donnent une portée obligatoire à la valeur de 200 Bq/m³. La valeur de 400 Bq/m³ n'est toutefois qu'incitative et n'a aucune valeur légale (Åkerblom, 1999).

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : Dans les lieux de travail, les écoles et les autres bâtiments publics, les concentrations de radon doivent obligatoirement (des contrôles peuvent être effectués) être inférieures à 400 Bq/m³ (Massuelle, 1998).

Valeur de référence dans l'eau potable : La Finlande est un des rares pays qui a défini une norme légale pour le radon dans l'eau potable. Cette norme est de 300 Bq/L et s'applique aux réseaux publics de distribution (Åkerblom, 1999).

Valeur de référence pour les matériaux de construction : La Finlande limite par réglementation la dose maximale de radiation *gamma* pouvant provenir des matériaux de construction (Åkerblom, 1999). Cette dose est de 1mSv/année, ce qui correspond à un index d'activité inférieure à 1 lorsque calculé à partir de l'équation suivante $C(\text{th})/200 + C(\text{Ra})/300 + C(\text{K})/3000$ où C = la concentration de l'activité en Bq/kg.

Cartographie des zones à risque : Les municipalités sont classées selon le pourcentage de logements individuels au-dessus du niveau de référence. Le zonage établi et les données géologiques sont utilisés pour élaborer une cartographie régionale afin d'estimer le risque pour les futures constructions. Les municipalités sont tenues d'effectuer les mesures recommandées dans le plan d'échantillonnage qui est fourni par le Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety. La nécessité d'imposer des mesures préventives obligatoires lors de la construction revient toutefois aux municipalités. Le Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety recommande que des mesures soient prises dans tous les logements situés au rez-de-chaussée (Massuelle, 1998).

Méthode de mesure : Les mesures sur des périodes d'au moins deux mois pendant la période hivernale sont recommandées.

Frais de mesurage : Les mesures sont à la charge des particuliers sauf lorsqu'elles sont effectuées dans le cadre de projets de recherche ou pour l'établissement de la cartographie.

Certification : Le Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety est le seul organisme pouvant effectuer des mesures intégrées sur le long terme (2 mois). Un petit nombre d'industries peut également offrir des mesures en continu sur quelques jours; elles doivent toutefois obtenir au préalable un agrément. Le service de mesure est ainsi centralisé sous l'égide du Finnish Centre for radiation and Nuclear Safety. Les entreprises qui travaillent à la mise en place de mesures de mitigation ne sont pas soumises à un agrément mais le Finnish Centre for radiation and Nuclear Safety vérifie la qualité de leur travail (Massuelle, 1998).

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Une partie des frais associés à la mise en place de mesures correctives peut être défrayée par l'État. Les montants disponibles ne peuvent cependant excéder 20 % du coût total des travaux.

Règles de construction : Un guide indiquant les méthodes de construction anti-radon a été publié en 1994. La cartographie prédictive sert de fondement à l'édiction de règles de construction par les municipalités.

Information : Le Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety a publié plusieurs guides sur la radioactivité dans les matériaux de construction et dans l'eau à usage domestique. L'organisme a également publié une brochure d'information sur le radon dans les habitations.

Évaluation du programme : Selon l'information présentée dans Massuelle (1998), à la fin de 1995, plus de 50 000 mesures auraient été prises dans les habitations et 5 400 autres mesures auraient été prises dans les lieux de travail. Le grand nombre de mesures effectuées s'explique du fait que les municipalités étaient légalement tenues de participer au programme d'échantillonnage élaboré par Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety qui visait à identifier les logements ayant une concentration en radon excédant le niveau de référence. Toutefois, seulement 10 % des logements identifiés avec une concentration dépassant le niveau de référence (10 %) auraient réalisé des travaux visant à réduire l'exposition au radon.

Un bilan réalisé en 1994 signale que les municipalités avaient ordonné à 300 employeurs de mettre en place des mesures correctives pour réduire l'exposition des travailleurs au radon. Toutefois un tiers seulement d'entre eux avaient exécuté ces travaux (Annamaki et al., 1996; cité dans Massuelle, 1998).

Références

Åkerblom G. 1999. Radon legislation and national guidelines (European Research into Radon in Construction Concerted Action).

Massuelle, M.H. 1998. Politiques publiques de gestion du risque radon : analyse de cas internationaux, (Rapport de l'IPSN).

FRANCE

Bilan de la situation : La concentration moyenne (arithmétique) de radon dans les habitations en France est de l'ordre de 90 Bq/m³ (moyenne géométrique de 54 Bq/m³). La France se situe donc parmi les pays européens dont les concentrations sont les plus élevées. (IPSN, 2000). On estime qu'il y aurait en France environ 60 000 bâtiments où la concentration moyenne annuelle serait supérieure à 1 000 Bq/m³, et 300 000 bâtiments où la concentration moyenne annuelle serait supérieure à 400 Bq/m³ (Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, 2002). Les régions qui présentent les plus fortes concentrations en radon sont la Bretagne, la Corse, le Massif central et les Vosges. Dans ces départements les concentrations moyennes dépassent 100 Bq/m³ voir 150 Bq/m³ (IPSN, 2000).

En 1999, le gouvernement français a mis sur pied un plan d'action qui comprend la prise de mesures systématiques dans les bâtiments recevant le public (dans les 27 départements jugés à risque sur la base des concentrations moyennes mesurées dans les habitations) ainsi que la mise en place d'un dispositif d'information des populations dans les zones potentiellement exposées au radon (DGS/DGUHC, 1999). Compte tenu des spécificités locales, ce plan d'action devait être défini et organisé au niveau départemental et le conseil départemental d'hygiène devait normalement être consulté sur son contenu. En novembre 2000, le bilan établi par la Direction Générale de la Santé indiquait que des campagnes d'information avaient été entreprises dans 86 départements et que les campagnes de caractérisation avaient été entreprises dans 31 départements. Devant ce constat, le ministre de l'Emploi et de la Solidarité a émis d'autres directives visant à poursuivre et à renforcer la campagne de mesures nationale du radon dans les établissements recevant le public.

Dans une directive émise en juillet 2001, le ministre demandait que dans les départements prioritaires toutes les mesures aient été prises avant le 31 décembre de l'année et que les travaux de mitigation aient été entrepris lorsque requis. Dans les autres départements, le ministre demandait qu'une cartographie des zones à risque où se trouvent des formations granitiques soit établie de manière à pouvoir engager des mesures prioritairement dans ces zones. La circulaire prévoyait également la prise de mesures du radon dans les établissements thermaux et la procédure de remontée des mesures vers la direction générale de la santé, les étapes pour la réalisation de la cartographie du risque radon à partir des données géologiques du sous-sol et l'annonce d'un nouveau cadre réglementaire qui introduit l'obligation, pour les responsables de lieux ouverts au public de mettre en œuvre des mesures de surveillance de l'exposition, lorsque celle-ci est de nature à porter atteinte à la santé publique. Des décrets et des arrêtés d'application qui sont en préparation devraient permettre de définir (1) les zones où cette nouvelle disposition sera applicable, (2) les niveaux à partir desquels les propriétaires devront mettre en place des mesures pour réduire l'exposition des personnes et (3) les catégories professionnelles pour lesquelles une évaluation spécifique des doses reçues sera obligatoire (DGS, 2001).

Valeur de référence en milieu résidentiel : Le Conseil Supérieur d'Hygiène publique de France a retenu plusieurs valeurs : un niveau d'action à 400 Bq/m³ pour l'habitat existant, au-dessous duquel l'exposition demeure acceptable, un niveau d'action de 200 Bq/m³ pour les constructions nouvelles, une plage d'investigation entre 400 et 1000 Bq/m³ où il paraît souhaitable de proposer des actions correctives et une plage supérieure à 1000 Bq/m³ où ces actions doivent être envisagées dans un délai

relativement court. La valeur guide de 200 Bq/m³ pour les nouvelles habitations devrait être fixée prochainement par voie réglementaire (DGS/DGUHC, 1999).

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : Deux niveaux de référence ont été fixés pour les bâtiments accueillant du public, soit 400 et 1000 Bq/m³. Lorsque les concentrations excèdent 400 Bq/m³, les autorités locales doivent demander la réalisation de travaux ayant pour objectif d'abaisser la concentration de radon au-dessous de 400 Bq/m³ et à un niveau aussi bas qu'il est raisonnablement possible. En cas de dépassement du seuil de 1 000 Bq/m³, les autorités locales compétentes doivent, en vertu de la circulaire conjointe DGS/DGUHC no 99-46, envisager la fermeture de l'établissement.

Valeur de référence dans l'eau potable : La France n'a pas défini de niveau de référence pour le radon dans l'eau potable.

Valeur de référence pour les matériaux de construction : Aucune information à cet effet.

Cartographie des zones à risque : Un atlas a été publié par l'Institut de protection de sûreté nucléaire (IPSN) et la Direction Générale de la santé (DGS) à partir de données recueillies lors d'enquêtes nationales (environ 12 600 mesures dans les maisons) menée par l'IPSN. La carte est disponible sur le site Internet de l'IPSN. Les concentrations moyennes mesurées dans les différents départements ont été retenues pour définir les départements présentant les plus forts potentiels d'émission de radon. Une mise à jour de l'atlas devrait être faite tous les deux ans (IPSN, 2000).

Au total, 27 départements ont été identifiés comme des zones potentiellement exposées au radon. Dans ces zones, des mesures systématiques de la concentration de radon dans les bâtiments accueillant le public doivent être effectuées. Éventuellement, les données permettront de définir les communes les plus à risque. Dans les autres départements, une méthodologie a été développée pour permettre d'identifier les zones potentiellement exposées au radon. L'approche préconisée qui est basée sur les caractéristiques géologiques, radiométriques et litho-géochimiques retrouvées dans les départements (validée par des mesures des concentrations dans les habitations ou dans les édifices ouverts au public) est progressive. Il appartient donc à chaque département de décider s'il est nécessaire de passer à l'étape suivante en fonction des caractéristiques géologiques du sous-sol et des résultats obtenus. Une description sommaire de l'approche est décrite à l'annexe 1 de la circulaire DGS no2001/303 du 2 juillet relative à la gestion du risque lié au radon dans les établissements recevant du public (DGS, 2001).

Méthode de mesure : Des dosimètres passifs placés dans les pièces habitées du logement pendant un ou deux mois sont généralement utilisés pour déterminer les concentrations de radon dans les habitations.

Dans les édifices publics, seules les mesures intégrées et effectuées sur une période d'au moins deux mois, pendant la période d'occupation des locaux, sont considérées (DGS, 2001). La procédure à suivre pour diagnostiquer les concentrations dans les édifices ouverts au public est décrite à l'annexe 3 de la circulaire de la Direction générale de la santé publiée en 2001 (DGS, 2001).

Frais de mesurage : Les frais de mesurage sont à la charge des propriétaires. Il en est de même dans le cas de l'enquête nationale sur les édifices ouverts au public (DGS/DGUHC, 1999).

Certification : Des journées de formation sont prévues pour les différents syndicats professionnels représentatifs des métiers du bâtiment. Un guide sur les techniques de réduction de la concentration de radon destiné aux professionnels du logement a été élaboré.

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Les frais relatifs à l'application des mesures de mitigation sont à la charge des propriétaires.

Construction : Le gouvernement français prévoit fixer la valeur de 200 Bq/m³ pour les nouvelles habitations dans une réglementation. On peut donc croire que cette réglementation définira les normes de construction pour lutter contre le radon.

Un guide qui définit les moyens préventifs à mettre en œuvre pour réduire la concentration en radon provenant du sol dans les bâtiments neufs des zones potentiellement à risque a été publié. Ce guide propose la mise en place de mesures passives simples (limiter la dépression du bâtiment, limiter la surface d'échange sol/bâtiment, étanchéisation, etc.). De plus, il est recommandé que la conception du bâtiment puisse intégrer des techniques actives équivalentes aux techniques préconisées pour l'habitat existant et qui pourraient être mises en opération si des niveaux d'exposition élevés sont constatés malgré les solutions adoptées lors de la construction.

Information : Le conseil supérieur d'hygiène publique de France insiste sur la nécessité d'une information et d'une responsabilisation du public. Cette information doit se faire selon le conseil avec la plus grande transparence, en évitant de soulever des inquiétudes injustifiées et disproportionnées. Le conseil recommande la réalisation de documents d'information expliquant en termes simples : (1) les connaissances et les incertitudes liées au risque radon; (2) les risques d'une exposition associant tabac et radon; la métrologie de l'exposition et son coût, la manière d'obtenir la liste des organismes et prestataires compétents pour cette mesure, la nature et le coût indicatif des actions correctives, en insistant sur les plus simples et les moins onéreuses comme l'aération et la ventilation des locaux. Le conseil recommande également l'élaboration d'un document plus détaillé pour les professionnels de la santé, de l'administration sanitaire, de l'enseignement et du bâtiment. Il suggère que l'information régulièrement actualisée fasse l'objet d'un site Internet comme il en existe de nombreux sur ce sujet dans d'autres pays. Le conseil recommande la mise en place de toutes ces mesures d'information du public même s'il estime que, dans l'état actuel des connaissances, le problème du radon dans les habitations et les établissements recevant du public ne peut pas être considéré comme un problème de santé publique prioritaire (DGS, 1998).

Plusieurs brochures d'information ont également été produites notamment par l'institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN et FFB, 2002). Le Centre Scientifique et technique du Bâtiment a également rédigé deux guides de proposition de solutions techniques pour réduire la concentration en radon dans les bâtiments existants et dans les bâtiments neufs (Anonyme, 2002).

Évaluation du programme : Le programme français est relativement récent et pour l'instant il y a peu d'information disponible qui permette d'évaluer l'efficacité du programme.

Références

- Direction générale de la Santé (DGS). 1998. Avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France concernant le radon dans les habitations et les établissements recevant du public-section radioprotection (www.sante.gouv.fr/adm/dagpb/bo/1998/98-17/a0171116.htm).
- Direction générale de la Santé (DGS). 2001. Circulaire DGS no 2001/303 du 2 juillet 2001 relative à la gestion du risque lié au radon dans les établissements recevant du public (ERP).
- Direction générale de la Santé et Direction générale de l'urbanisme, de l'habitat et de la construction (DGS/DGUHC). 1999. Circulaire DGS/DGUHC no 99/46 du 27 janvier 1999 relative à l'organisation de la gestion du risque lié au radon.
- Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, Institut de Protection et sûreté nucléaire, Fédération française du bâtiment, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment. 2002. Le radon dans les bâtiments. (brochure destinée aux professionnels du bâtiment).
- Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire et Fédération française du Bâtiment. 2002. Le radon (fiches technique de l'IPSN).
- Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire. 2000. Campagne nationale de mesure de l'exposition domestique au radon IPSN-DGS. Bilan et représentation cartographique des mesures au 01 janvier 2000 (www.ipsn.fr/informations/radon/mesureradon/mesures_radon.htm).

ROYAUME-UNI

Bilan de la situation : Bien que le Royaume-Uni soit un des pays où les concentrations en radon dans les habitations sont les plus faibles (20 Bq/m³), il demeure encore aujourd'hui un des plus actifs dans le domaine de la gestion du risque associé au radon. Même si la concentration moyenne n'est pas très élevée, on retrouve tout de même des zones où des concentrations de radon relativement élevées peuvent être mesurées. Dans les comtés des Cournouailles et du Devon par exemple, les concentrations seraient supérieures au niveau de référence de 200 Bq/m³ dans environ 12 % des logements (60 000 logements). Dans les comtés de Derbyshire, du Northamptonshire et de Somerset entre 1 et 3 % des logements (environ 10 000 logements) pourraient présenter des concentrations annuelles moyennes supérieures à 200 Bq/m³. Au total, à la grandeur du pays, on estime que les concentrations pourraient être supérieures au niveau de référence indiqué ci-haut dans environ 100 000 logements (Dillner, 1996; Massuelle, 1998). On estime de plus qu'entre 5 et 10 % des écoles dans les zones à risque pourraient présenter dans au moins une classe des concentrations en radon supérieures à 400 Bq/m³ (Kennedy, 2000).

Valeur de référence en milieu résidentiel : Le niveau de référence pour les habitations est de 200 Bq/m³. Lorsque les concentrations dans l'habitation excèdent cette valeur, le National Radiological Board conseille aux propriétaires de mettre en place des mesures correctives. Le niveau de référence n'est donc pas une norme mais plutôt une valeur guide.

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : La concentration de radon doit être obligatoirement mesurée en milieu de travail. Des mesures doivent obligatoirement être prises lorsque la concentration excède 400 Bq/m³ (Jones, 2002). Ce niveau est également applicable dans le cas des écoles et des hôpitaux (Kennedy, 2000).

Valeur de référence dans l'eau potable : Le Royaume-Uni n'a pas défini de niveau de référence pour le radon dans l'eau potable.

Valeur de référence pour les matériaux de construction : Le Royaume-Uni n'a pas défini de niveau de référence pour les matériaux de construction.

Identification des zones à risque : Une cartographie des zones à risque a été réalisée à partir de mesures réalisées dans les habitations. Les premières campagnes ont été faites en effectuant une mesure tous les 5 km². Au total, 2 000 mesures avaient été réparties sur tout le territoire en fonction de la densité de la population. Par la suite les mesures ont été concentrées sur l'identification des zones affectées. La caractérisation a ainsi été précisée avec au moins 12 mesures tous les 10 km², complétées par cinq autres mesures tous les 5 km² si la concentration moyenne était élevée (Dron, 1994; Massuelle, 1998).

Méthode de mesure : Il est conseillé d'utiliser deux détecteurs passifs et de les placer dans le salon et dans une chambre à coucher du logement. La durée conseillée est de trois mois ou plus. La moyenne pondérée des deux lectures est corrigée en fonction de facteurs saisonniers publiés par le NRPB (Coskeran *et al.*, 2001).

Certaines compagnies offrent des services de mesurage sur des périodes plus courtes (4-7 jours). Le Radiological Protection Board (NRPB) considère que lorsque les concentrations moyennes sur des courtes périodes n'excèdent pas 75 Bq/m^3 , il est pratiquement certain que la moyenne annuelle n'excède pas la valeur de référence de 200 Bq/m^3 et aucune mesure supplémentaire n'est requise. Toutefois, lorsque la concentration mesurée sur quelques jours excède 75 Bq/m^3 , il est fortement recommandé de remesurer les concentrations sur des périodes plus longues (NRPB, 2001).

Frais de mesurage : Des mesures gratuites peuvent être effectuées par le ministère de l'environnement chez les propriétaires qui en font la demande, à condition qu'ils soient situés dans des zones dites à risque, ou que la concentration soit susceptible d'excéder le niveau de référence. Les mesures sont également gratuites lorsque les mesures sont effectuées à titre d'enquête. Elles sont autrement à la charge des propriétaires (Massuelle, 1998).

Certification : Même si on ne parle pas formellement de la certification des entrepreneurs, des formations sont données. Les interventions visent uniquement les régions où plus de 5 % des maisons présentent des concentrations supérieures à la valeur de référence (Davey, 2002).

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Les frais associés à l'application de mesures d'atténuation sont à la charge des propriétaires.

Construction : Des mesures préventives doivent obligatoirement être prises pour les nouvelles habitations construites dans les zones affectées. Dans les régions où 1 % des logements pourraient avoir une concentration au-dessus du niveau de référence, le propriétaire doit prendre un minimum de précautions (dalle étanche par exemple). Des mesures plus importantes doivent être prises lorsque le pourcentage de logements susceptibles d'excéder les niveaux de référence augmente.

Information : L'information est un élément important du programme au Royaume-Uni et peut être obtenue sur Internet ou en téléphonant au National Radiological Protection Board (une ligne téléphonique est disponible 24 heures par jour). Les demandes adressées au National Radiological Protection Board sont traitées quotidiennement. En 2001, le NRPB aurait reçu près de 9 000 demandes d'information. Au cours des dernières années, le NRPB aurait envoyé entre 600 et 800 brochures d'information par mois à des citoyens concernés (Smithard, 2001).

Évaluation du programme : En 1992 seulement 10 % des résidences au Royaume-Uni avaient fait l'objet de mesures (Green, 1992). Dans le comté de Northamptonshire environ 35 % des maisons ont été testées et des mesures de mitigation ont été appliquées dans seulement 5 % à 10 % de celles qui présentaient des concentrations supérieures à la valeur de référence (Denman, 1998; Coskeran *et al.*, 2001).

À l'été 2000, le ministre de l'Environnement annonçait la mise sur pied d'un plan d'action en collaboration avec les autorités locales dans le but d'aider les propriétaires à prendre les mesures de mitigation nécessaires dans leur résidence pour réduire l'exposition au radon. Le plan d'action vise les zones où la probabilité de trouver des concentrations supérieures à 200 Bq/m^3 est de 5 % ou plus. Dans le cadre de ce programme, des sessions d'information sont données aux entrepreneurs locaux et aux propriétaires. Il est toutefois difficile d'évaluer l'efficacité du programme parce que pour diverses raisons, les groupes de travail ont mis du temps à démarrer. Au printemps 2002, les groupes de travail

n'avaient toujours pas développé leur plan d'action (Davey, 2002). Dans certaines zones, l'approche préconisée qui consistait à offrir une assistance individuelle pour planifier les travaux de mitigation ont donné certains résultats puisque environ 42 % des propriétaires contactés (405 personnes) ont décidé de se prévaloir de ce service, ce qui suggère que plusieurs d'entre eux vont possiblement procéder à la mise en place de mesures de mitigation. Les efforts requis pour atteindre ces résultats sont cependant appréciables (Greenup, 2002).

En 2001 on estimait que des mesures avaient été prises dans environ 430 000 résidences à travers le pays. De ce nombre, environ 42 000 excèderaient le niveau d'action de 200 Bq/m³ et tous ces propriétaires auraient reçu de l'information sur les moyens à prendre pour réduire les niveaux d'exposition (Smithard, 2001)

Références

- Anonyme. 2001. Short-term radon testing, Environmental radon newsletter 29.
- Coskeran T, Denman A, Phillips P. 2001. The costs of radon mitigation in domestic properties. Health Policy, 57 : 97-109.
- Davey L. 2002. Radon roll-out programme. Environmental radon newsletter 30.
- Denman A. 1998. Householders are not prepared to pay. BMJ, 317 : 1455.
- Dillner L. 1996. More home at risk from radon. BMJ, 312 : 1320.
- Dron EM. 1994. United Kingdom radon programme : Policy and progress. Radiation Protection Dosimetry 56 : 339-342.
- Green P. 1992. Radon-Whose responsibility. Radiation Protection Dosimetry 42 : 251-255.
- Greenup P. 2002. The Northern Rollout Programme : Halfway Through. Environmental Radon Newsletter 30.
- Jones R. 2002. Radon in the Northern Ireland workplace. Environmental radon newsletter 30.
- Kennedy CA. 2000. The cost-effectiveness of radon remediation in schools. Proceedings of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association, Hiroshima.
- Smithard J. 2001. Radon information Packs Supplied by NRPB. Environmental radon newsletter 28.

SUÈDE

Bilan de la situation : La concentration moyenne de radon dans les résidences en Suède est de 108 Bq/m^3 . Dans les maisons détachées, les teneurs sont de 140 Bq/m^3 . Dans les bâtiments à logements multiples, la concentration moyenne est de 75 Bq/m^3 (Mjönes, 2000). Le gouvernement suédois a pour objectif de réduire progressivement la concentration moyenne de 108 Bq/m^3 à 50 Bq/m^3 (un niveau qui est supérieur à la concentration moyenne mesurée au Québec) à la faveur du renouvellement et de la transformation du parc immobilier (Mjönes, 2000; Swedjemark et Akerblom, 1994; Swedjemark, 1996).

Valeur de référence en milieu résidentiel : En Suède deux niveaux ont été définis. Le premier est de 200 Bq/m^3 et correspond au niveau qui devrait être ciblé dans les habitations et le second de 400 Bq/m^3 est une norme légale (Swedjemark, 1996). Les autorités locales peuvent déclarer insalubres les logements dans lesquels des concentrations en radon excèdent 400 Bq/m^3 et forcer le propriétaire à prendre les mesures nécessaires pour réduire l'exposition du radon à des niveaux acceptables principalement dans le cas de logements loués ou de logements qui reçoivent du public (ex. : garderie). En pratique, il semble toutefois que la déclaration d'insalubrité trouve peu d'applications (Mjönes, 2000; Massuelle, 1998).

Le gouvernement suédois (National Board for Housing and Planning) a également établi le niveau pour les nouvelles habitations à 200 Bq/m^3 . Des règles précises ont été intégrées dans le code de la construction pour permettre d'atteindre ce niveau dans les nouvelles habitations (Massuelle, 1998). Les logements construits après 1981 doivent par ailleurs respecter une limite de 50 uR/h ($3,5 \text{ mSv/an}$) pour le rayonnement *gamma*. Cette disposition figure également dans le code de la construction.

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : La limite proposée en milieu de travail est de 200 Bq/m^3 . Le gouvernement impose toutefois la mise en place de mesures correctives lorsque les concentrations excèdent 400 Bq/m^3 . Ce niveau de référence est inscrit dans le code de construction pour les futurs bâtiments. Dans le cas des bâtiments existants, il appartient aux autorités locales, en cas d'inertie, de le faire respecter au moyen de la déclaration d'insalubrité (Masuelle, 1998). L'employeur est responsable de faire effectuer les mesures. L'inspecteur du travail est, pour sa part, habilité à contrôler l'efficacité des mesures correctives.

Valeur de référence dans l'eau potable : Le gouvernement suédois a recommandé, en 1984, que des mesures soient prises pour que les concentrations de radon dans l'eau potable n'excèdent pas $1\ 000 \text{ Bq/L}$ (Masuelle, 1998).

Valeur de référence pour les matériaux de construction : Aucune information à cet effet.

Cartographie des zones à risque : La cartographie des zones à risque est à la charge des autorités locales. En 1994, 187 des 286 municipalités suédoises avaient réalisé une cartographie. Les cartes (1:50000) sont dans certaines municipalités basées sur les concentrations mesurées dans l'air du sol (zone à risque élevé : $> 50 \text{ KBq/m}^3$, zone à risque normal : de 10 à 50 KBq/m^3 ; zone à risque faible $< 10 \text{ KBq/m}^3$). Dans d'autres municipalités des données radiométriques et géologiques ont été utilisées pour cartographier les zones à risque. Enfin, certaines municipalités ont préféré mettre l'accent sur le mesurage systématique dans les maisons et sur la prévention du risque dans les futurs logements par

l'implantation de mesures anti-radon lors de la construction dans toutes les maisons plutôt que de tenter de ne cibler que les maisons considérées comme à risque. On observe ainsi une certaine diversité dans les approches locales de gestion du risque associé au radon. En Suède, les zones à haut risque représentent environ 10 % de la superficie du territoire tandis que les zones à risque normal et à risque faible représentent respectivement 70 % et 20 % de la superficie totale du pays (Swedjemark et Åkerblom, 1994; Mjöhnes, 2000).

Méthode de mesure : Des protocoles de mesure ont été élaborés et neuf méthodes seraient reconnues, à la fois sur le court et sur le long terme. Aucune donnée ne permet cependant de contrôler la conformité des pratiques. Il faut noter par ailleurs que seules les mesures intégrées effectuées sur une période d'au moins deux mois (entre les mois d'octobre et d'avril et dans deux pièces du logement) sont reconnues quand il s'agit de prendre une décision relative à l'application de mesures correctives (obligations légales). Des mesures sur le court terme sont recommandées dans le cas de transactions immobilières (Swedjemark, 1996).

Certaines études ont démontré que l'efficacité des mesures mises en place pour réduire les concentrations de radon dans les immeubles pouvait diminuer avec le temps. Les autorités suédoises recommandent donc d'imposer une vérification régulière de la concentration de radon par une mesure tous les dix ans après les actions de réduction.

Frais de mesurage : Les coûts sont généralement défrayés par les propriétaires. Dans plusieurs municipalités cependant les mesures sont à la charge des autorités locales. Les mesures sont en majorité effectuées par des entreprises commerciales. Les résultats ne sont donc pas centralisés (Swedjemark, 1996). Il est par ailleurs conseillé de remesurer les teneurs en radon environ 10 ans après avoir mis en place des mesures de mitigation dans une maison (Swedjemark et Åkerblom, 1994).

Certification : Les compagnies qui effectuent les mesures peuvent être accréditées mais le tout se fait sur une base purement volontaire (Swedjemark, 1996).

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Les propriétaires de logement individuel peuvent recevoir une aide du gouvernement, dans le cadre de la rénovation de l'habitat, pouvant atteindre la moitié des coûts des mesures de mitigation jusqu'à concurrence d'un certain montant. Des prêts à taux préférentiels sont également accordés depuis 1981. Toutefois, lorsque les concentrations sont inférieures au niveau de référence, le propriétaire qui désire mettre en place des mesures pour réduire les concentrations doit le faire à ses propres frais (Swedjemark, 1996; Masuelle, 1998).

Règles de construction : Les autorités locales en charge de l'urbanisme et de la construction peuvent exiger qu'une mesure de la concentration de radon dans l'air du sol soit prise avant la construction en vertu du code de construction. Si les autorités locales n'appliquent pas cette disposition, elles courent le risque de se voir imputer la charge financière des travaux de mitigation qui pourraient être nécessaires pour atteindre les concentrations requises. Selon que la zone est considérée à haut risque, à risque normal ou à risque faible, différentes règles de construction sont applicables. Les autorités locales doivent veiller à leur application, notamment au moment de l'instruction de la demande du permis de construire.

Information : Plusieurs publications officielles émanant des autorités centrales et incluant des textes réglementaires et des brochures d'information ont été publiées.

Évaluation du programme : Aucune information à cet effet.

Références

Massuelle MH. 1998. Politiques publiques de gestion du risque radon : analyse de cas internationaux. Rapport de l'IPSN.

Mjönes L. 2000. The radon situation in Sweden. Résumé d'une conférence donnée à Berlin en octobre 2000.

Swedjemark GA. 1996. Swedish radon Programme. Environmental radon newsletter 6.

Swedjemark GA, Åkerblom G. 1994. The Swedish radon programme: thirteen years of experience and suggestions for future strategy. Radiation Protection Dosimetry 56 : 201-205.

SUISSE

Bilan de la situation : L'objectif visé est d'identifier les logements et les régions à concentration accrue et non de réduire la concentration moyenne du parc immobilier.

Valeurs de référence en milieu résidentiel : En Suisse, depuis octobre 1994, l'Ordonnance sur la radioprotection introduit une valeur limite de 1 000 Bq/m³. Lorsque la teneur en radon dans une maison dépasse cette limite, le propriétaire est tenu de faire assainir son bâtiment.

Si la concentration dans les locaux d'habitation et de séjour dépasse la valeur directrice de 400 Bq/m³, l'Office fédéral de la santé publique recommande de prendre des mesures d'assainissement simples. Pour les nouvelles constructions, les transformations et les assainissements, c'est la valeur directrice de 400 Bq/m³ qui s'applique (DIA, 2002).

La gestion du radon en Suisse se distingue des politiques engagées ailleurs du fait que des valeurs de référence élevées ont été retenues. Pour les habitations, les niveaux de référence sont de 400 et 1 000 Bq/m³. Ce dernier niveau a une valeur contraignante dans le cas de logement locatif. En effet, les cantons peuvent ordonner l'exécution de travaux de mitigation suite à la demande d'un locataire lorsque les concentrations excèdent 1 000 Bq/m³. La valeur de 400 Bq/m³ correspond à la valeur recommandée dans le cas d'assainissement et dans les nouvelles constructions.

Valeur de référence en milieu de travail et dans les bâtiments publics : Une valeur de référence de 400 Bq/m³ a été retenue pour les écoles. Dans les lieux de travail une valeur de 3 000 Bq/m³ a été retenue.

Valeur de référence dans l'eau potable : Aucune information à cet effet.

Valeur de référence pour les matériaux de construction : Aucune information à cet effet.

Cartographie des zones à risque : La cartographie des zones à risque est à la charge des cantons. Cette classification est basée sur la moyenne des concentrations mesurées dans les logements et non pas sur la géologie. Lorsque la moyenne arithmétique en radon est inférieure à 100 Bq/m³, la région n'est pas considérée comme une région à concentration accrue; lorsque la concentration moyenne excède 200 Bq/m³, la région est considérée comme à concentration accrue et des règles de construction spécifiques doivent être élaborées par les cantons. Enfin, si la moyenne est comprise entre 100 et 200 Bq/m³, des mesures supplémentaires doivent être effectuées pour déterminer si la région doit être considérée comme propice à la mesure de concentrations élevées.

Méthode de mesure : Toutes les mesures doivent être effectuées à l'aide de détecteurs passifs de trace ou à l'aide de détecteurs similaires sur une période d'au moins trois mois, dans deux ou trois pièces du logement.

Frais de mesurage : Sur demande du locataire ou de toute autre personne concernée, le propriétaire est obligé d'effectuer les mesures à ses frais. S'il refuse d'effectuer les mesures, le canton dispose d'un pouvoir d'injonction. Les cantons sont destinataires de droit des résultats de mesures, ce qui leur

permet d'établir les cadastres. En cas de mesure de la concentration effectuée pour vérifier l'utilité d'une action de réduction, le canton la réalise gratuitement. Les mesures sont également gratuites lorsqu'elles sont effectuées pour l'établissement d'un cadastre.

Certification : Les entreprises qui effectuent des mesures doivent être certifiées.

Frais pour l'application de mesures d'atténuation : Les coûts de mitigation sont à la charge du propriétaire. Le propriétaire dispose d'un délai légal de trois ans à partir du moment où il prend connaissance des résultats de la mesure.

Règles de construction : En théorie, les cantons doivent prendre les dispositions nécessaires afin que les nouveaux bâtiments ou les bâtiments transformés soient conçus de façon à ce que la valeur de 400 ne soit pas dépassée. Les cantons sont donc chargés de la mise en œuvre de ces dispositions en édictant des règles de construction dans les régions à fortes concentrations.

Information : l'OFSP édite des brochures sur le radon (ex. sur les mesures de mitigation) et a mis sur pied un Centre d'information technique sur le radon qui coordonne les activités relatives au radon en Suisse. Ce centre contribue à l'information régulière du public, élabore la documentation radon et fournit des conseils aux cantons, propriétaires, professionnels du bâtiment et autres intéressés.

Évaluation du programme :

Références

DIA (Département de l'Intérieur, de l'Agriculture et de l'Environnement). 2002. Radon législation (geneve.ch/radon/legislation.html).

Massuelle MH. 1998. Politiques publiques de gestion du risque radon : analyse de cas internationaux. Rapport de l'IPSN.

ANNEXE II

CONCENTRATIONS MOYENNES DE RADON-222 MESURÉES DANS LES HABITATIONS DE LA ZONE 2 PAR RÉGION ADMINISTRATIVE

Concentrations moyennes annuelles de radon mesurées dans les habitations de la zone 2^a par région administrative^b

RÉGION ADMINISTRATIVE	SOUBASSEMENT					REZ-DE-CHAUSSÉE				
	n	Moyenne géométrique (I.C. à 95 %)		Valeur maximale Bq/m ³	Moyenne arithmétique (I.C. à 95 %)	n	Moyenne géométrique (I.C. à 95 %)		Valeur maximale Bq/m ³	Moyenne arithmétique (I.C. à 95 %)
Bas-St-Laurent	23	34,2	(15,1- 77,1)	447,1	82,7 (41,2- 124,2)	17	17,7	(9,3-33,6)	86,2	31,7 (18,1- 45,3)
Saguenay-Lac-St-Jean	22	24,2	(13,9- 42,0)	220,9	48,7 (23,9- 73,4)	21	16,4	(9,1-29,7)	141,6	37,1 (17,7- 56,6)
Québec	49	45,1	(32,6- 62,4)	1477,2	92,6 (34,2- 151,0)	34	25,0	(17,3-36,0)	131,8	38,9 (28,2- 49,6)
Mauricie	38	20,1	(16,0- 25,4)	93,2	25,1 (19,8- 30,3)	35	9,1	(6,4-13,0)	43,8	13,7 (10,0- 17,4)
Estrie	13	41,4	(27,0- 63,5)	100,3	51,3 (36,0- 66,5)	10	16,2	(7,6-34,4)	50,3	25,1 (13,3- 36,9)
Montréal	28	21,1	(14,2- 31,5)	88,0	33,5 (23,0- 43,9)	15	6,1	(2,4-15,3)	57,1	18,2 (7,0- 29,4)
Outaouais	12	36,9	(18,1- 75,2)	202,2	68,3 (29,6- 106,9)	8	14,3	(6,7-30,3)	36,1	20,5 (11,3- 29,8)
Abitibi-Témiscamingue	13	14,6	(7,0- 30,4)	112,7	27,7 (10,6- 44,9)	14	6,4	(3,6-11,4)	32,8	10,3 (5,3- 15,2)
Côte-Nord	22	40,1	(27,2- 59,1)	402,8	62,8 (28,4- 97,3)	17	19,9	(10,6-37,2)	312,8	42,7 (8,1- 77,3)
Gaspésie	11	95,6	(59,4- 154,0)	592,2	137,9 (43,4- 232,4)	10	40,9	(23,8-70,3)	135,3	55,4 (29,5- 81,4)
Chaudière-Appalaches	26	58,2	(39,5- 85,7)	511,0	93,5 (53,1- 133,8)	19	28,1	(14,7-53,8)	398,3	62,3 (21,5- 103,2)
Laval	22	40,4	(28,7- 56,9)	218,0	56,0 (34,5- 77,5)	14	24,6	(16,3-37,2)	70,1	31,5 (21,0- 41,9)
Lanaudière	24	33,4	(19,3- 57,7)	245,1	68,3 (37,9- 98,8)	21	15,0	(6,3-35,5)	169,3	41,5 (19,7- 63,3)
Laurentides	18	13,6	(5,2- 35,8)	199,2	38,6 (14,6- 62,6)	14	13,0	(6,1-27,9)	101,5	29,9 (11,4- 48,5)
Montréal	97	43,4	(35,2- 53,6)	390,9	68,9 (55,0- 82,7)	70	19,9	(13,8-28,5)	201,6	37,3 (28,4- 46,2)

^a Zone estimée comme non à risque en fonction des indicateurs utilisés dans l'étude

^b Ces résultats doivent être interprétés avec prudence en raison des faibles échantillons. Ceci est d'ailleurs illustré par l'étendue des intervalles de confiance

ANNEXE III

**MODÈLES D'OUTILS D'INTERVENTION DESTINÉS
AUX PROFESSIONNELS DES DIRECTIONS DE SANTÉ PUBLIQUE**

MATÉRIEL UTILISÉ LORS DE L'INTERVENTION À BAIE-JOHAN-BEETZ



Cher résident, chère résidente,

Afin de mieux comprendre l'importance de la problématique du radon à Baie-Johan-Beetz, la Direction de santé publique de la Côte-Nord, en collaboration avec l'Université de Sherbrooke, désire connaître les caractéristiques essentielles de l'ensemble des maisons testées.

L'objectif de ce questionnaire vise à faciliter l'interprétation des résultats des tests de dépistage. Soyez assuré de la confidentialité des réponses au questionnaire. Merci de votre collaboration.

TYPE DE CONSTRUCTION ET ETAT DES FONDATIONS:

1. Quelle est la date de construction de votre maison (approximativement)?

2. Le sol a-t-il été excavé lors de sa construction? oui non
3. Votre maison repose-t-elle sur un vide sanitaire? oui non
4. Sur quel type de fondation votre maison est-elle bâtie?
 - Sur le roc avec un vide sanitaire
 - Une fondation en béton coulé incluant les murs et le plancher
 - En pierre ou bois traité
 - En dalle sur terre-pleinAutre (précisez) : _____
5. Y a-t-il présence de sol ou de roches à découvert dans le sous-sol ou le vide sanitaire? oui non
6. Dans la fondation de votre maison, y a-t-il, à votre connaissance :
 - des fissures apparentes sur les murs ou planchers?
 - des ouvertures ou des jeux autour des points d'entrée des services?
 - des joints ou drains ouverts ou non scellés?
 - du mortier effrité entre les blocs des murs?
7. Y a-t-il déjà eu des problèmes d'infiltration d'eau? oui non

MODE D'OCCUPATION:

8. Quelle est la fonction de la pièce habitée la plus basse de votre maison?
 - Bureau
 - Chambre
 - Salle de jeuxAutre (précisez) : _____
9. Dans quelle pièce avez-vous placé l'instrument de mesure? _____
10. À quel niveau cette pièce se situe-t-elle? Sous-sol Rez-de-chaussée

N'oubliez pas de retourner le présent questionnaire dans l'enveloppe affranchie ci-jointe avec le retour de votre appareil de mesure (moniteur). La Direction de santé publique de la Côte-Nord et l'Université de Sherbrooke vous remercient d'avoir rempli ce questionnaire.



IMPORTANT

La Direction de santé publique de la Côte-Nord, en collaboration avec l'Université de Sherbrooke, désire apporter les précisions suivantes au sujet de la durée du dépistage et de la date de retour de l'appareil de mesure (moniteur) :

- ✓ La prise de données s'effectue sur une période de sept jours complets. Il est primordial de respecter ce délai afin que le test soit valide.
- ✓ L'appareil doit être installé dans la pièce la plus basse **dans laquelle vous vivez.**
- ✓ N'oubliez pas de retourner :
 - l'appareil,
 - le formulaire d'identification,
 - le questionnaire sur les caractéristiques de votre maison par la poste, dans la boîte de réception avec l'enveloppe de retour affranchie, **avant le 9 mars 2004.**

Pour toute demande d'information sur l'utilisation de l'appareil de mesure (moniteur), veuillez contacter :

Monsieur Michel Deschamps
2081, rue Léonard de Vinci, Sainte-Julie (Québec) J3E 1Z2
Téléphone et télécopieur : (450) 649-5213
Courriel : mdeschamps@radioprotection.qc.ca

Dépistage de radon domiciliaire

Questionnaire de satisfaction

Cher résident,
Chère résidente,

Suite à la campagne de dépistage du radon domiciliaire qui a été effectuée cet hiver à Baie-Johan-Beetz, la Direction de santé publique de la Côte-Nord aimerait connaître votre niveau de satisfaction quant aux services qui vous ont été offerts. Votre participation à ce sondage permettra d'identifier des besoins qui pourraient encore nécessiter un suivi.

Ce questionnaire est anonyme et aucun renseignement personnel n'y est demandé.

Les questions 1 à 5 s'adressent à tous les résidents de Baie-Johan-Beetz, que vous ayez effectué le dépistage ou non.

	Oui	Non
1. La lettre vous invitant à dépister le radon à votre domicile était-elle claire?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2. Le dépliant d'information sur le radon répondait-il à toutes à vos questions?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3. Vous êtes-vous adressé à une autre source pour obtenir des renseignements sur le radon (autre que le dépliant d'information)?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3a) Si oui, laquelle?		
<input type="checkbox"/> Mme Sylvie Tanguay, municipalité de Baie-Johan-Beetz		
<input type="checkbox"/> Dr Fabien Gagnon, direction de santé publique de l'Estrie		
<input type="checkbox"/> Santé Canada		
<input type="checkbox"/> Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL)		
<input type="checkbox"/> Société d'habitation du Québec (SHQ)		
<input type="checkbox"/> Autre, préciser : _____		
	Oui	Non
4. Avez-vous eu assez de temps pour prendre la décision de participer ou non à cette campagne de dépistage?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5. Avez-vous décidé de réaliser le dépistage du radon à votre domicile?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5a) Si non, pourquoi?		
<input type="checkbox"/> Je manquais de temps		
<input type="checkbox"/> Il s'agit de ma résidence secondaire et j'y vit peu		
<input type="checkbox"/> Je ne suis pas préoccupé par mon risque de cancer		
<input type="checkbox"/> Je ne voulais pas connaître le taux de radon à mon domicile		
<input type="checkbox"/> Je n'ai pas reçu la lettre d'invitation à temps		
<input type="checkbox"/> Autre, préciser : _____		

Si vous n'avez pas effectué le dépistage, le questionnaire s'arrête ici.
N'oubliez pas de retourner ce questionnaire avant le 14 mai 2004
dans l'enveloppe prévue à cet effet.

Les questions 6 à 13 s'adressent uniquement aux personnes ayant réalisé le dépistage

	Oui	Non
6. Le délai de livraison de l'appareil de dépistage était-il satisfaisant?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
7. Les instructions relatives à l'installation de l'appareil étaient-elles claires?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
8. L'appareil de mesure était-il simple à utiliser?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
9. La durée de mesure était :		
» Problématique	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
» Correcte	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10. Le délai de livraison des résultats était-il satisfaisant?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
11. Le dépliant fourni pour interpréter votre résultat était-il :		
» Clair	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
» Complet	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
12. Suite à la réception de vos résultats, avez-vous décidé d'agir?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
12a) Si oui, comment?	<input type="checkbox"/> Tests de confirmation à plus long terme <input type="checkbox"/> Colmatage des fissures d'une fondation <input type="checkbox"/> Recouvrement du sol à découvert d'un vide sanitaire <input type="checkbox"/> Installation d'un ventilateur-récupérateur de chaleur (VRC) <input type="checkbox"/> Dépressurisation du sol <input type="checkbox"/> Autre, préciser : _____	
12b) Si non pourquoi?	<input type="checkbox"/> Le taux de radon dans ma résidence est trop faible <input type="checkbox"/> Les mesures correctrices coûtent trop cher <input type="checkbox"/> Il s'agit de ma résidence secondaire et j'y vit peu <input type="checkbox"/> Autre, préciser : _____	
	Oui	Non
13. Globalement, êtes-vous content d'avoir mesuré le radon à votre domicile?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
13a) Si oui, pourquoi?	<input type="checkbox"/> Je suis maintenant conscient du niveau du radon dans ma résidence <input type="checkbox"/> Avant, je ne savais pas si je devais agir, maintenant je suis fixé <input type="checkbox"/> Autre, préciser : _____	
13b) Si non, pourquoi?	<input type="checkbox"/> Je me suis inquiété pour rien <input type="checkbox"/> Effectuer le dépistage a été complexe <input type="checkbox"/> Autre, préciser : _____	
Autres commentaires, si désiré :		

N'oubliez pas de retourner ce questionnaire avant le 14 mai 2004 dans l'enveloppe prévue à cet effet.

Cette campagne de dépistage du radon domiciliaire a été effectuée en collaboration avec des étudiants de la maîtrise en environnement de l'Université de Sherbrooke

Madame, Monsieur,

Afin de mieux comprendre l'importance de la problématique du radon à Baie-Johan-Beetz, la Direction de santé publique de la Côte-Nord, en collaboration avec l'Université de Sherbrooke, désire connaître les caractéristiques essentielles de l'ensemble des bâtiments testés.

L'objectif de ce questionnaire vise à faciliter l'interprétation des résultats des tests de dépistage. Merci de votre collaboration.

TYPE DE CONSTRUCTION ET ÉTAT DES FONDATIONS:

1. Quelle est la date de construction de l'établissement (approximativement)?

2. Le sol a-t-il été excavé lors de sa construction? oui non
3. Cet établissement repose-t-il sur un vide sanitaire? oui non
4. Sur quel type de fondation est-il construit?
 - Sur le roc avec un vide sanitaire
 - Une fondation en béton coulé incluant les murs et le plancher
 - En pierre ou bois traité
 - En dalle sur terre-pleinAutre (précisez) : _____
5. Y a-t-il présence de sol ou de roches à découvert dans le sous-sol ou le vide sanitaire? oui non
6. Dans la fondation du bâtiment, y a-t-il, à votre connaissance :
 - des fissures apparentes sur les murs ou planchers?
 - des ouvertures ou des jeux autour des points d'entrée des services?
 - des joints ou drains ouverts ou non scellés?
 - du mortier effrité entre les blocs des murs?
7. Y a-t-il déjà eu des problèmes d'infiltration d'eau? oui non

MODE D'OCCUPATION:

8. Quelle est la fonction de la pièce occupée la plus basse de l'établissement?
 - Bureau
 - Salle de classes
 - Salle de jeux
 - Salle de réunionsAutre (précisez) : _____
9. Dans quelle pièce de l'établissement est placé l'instrument de mesure?

10. À quel niveau cette pièce se situe-t-elle? Sous-sol Rez-de-chaussée

N'oubliez pas de retourner le présent questionnaire dans l'enveloppe affranchie ci-jointe avec le retour de votre appareil de mesure (moniteur). La Direction de santé publique de la Côte-Nord et l'Université de Sherbrooke vous remercient d'avoir rempli ce questionnaire.

Pourquoi participer à ce programme

- C'est gratuit.
- Vous et la firme d'analyse êtes les seuls à savoir que vous participez.
- Les résultats ne sont connus que par vous.
- Ce test vous permettra de savoir où vous en êtes par rapport au radon.
- Ce test ne vous engage pas à mettre en place des actions correctrices.

Ce programme de dépistage du radon domiciliaire est donc un moyen simple et rapide (tout se passe par courrier) pour connaître les niveaux de radon à votre domicile.

La confidentialité des résultats est garantie et vous êtes seul décideur quant aux actions correctrices à mettre en place.



Question/ réponse

1. Une drôle d'odeur se dégage de mon sous-sol, est-ce du radon?
→ Non, le radon est inodore.
2. J'ai perdu une partie de mes aliments que je gardais au sous-sol, le radon est-il responsable?
→ Non, le radon est un gaz inerte, c'est-à-dire qu'il ne peut pas réagir avec d'autres substances.
3. Je souffre de maux de tête et de toux persistante, le radon est-il responsable?
→ Non, le seul effet connu du radon est l'augmentation du cancer du poumon.
4. Le radon menace-t-il la santé de mes enfants à l'école, ou la mienne au travail?
→ Des études préliminaires portent à croire que les écoles et les grands édifices présentent des teneurs en radon moins élevées que les maisons d'une même collectivité.
5. Y a-t-il plus de radon dans les vieilles maisons ou dans les maisons plus récentes?
→ L'âge d'une maison n'a rien à voir avec les teneurs en radon.

Adresses Internet sur le radon :

Santé Canada : <http://www.hc-sc.gc.ca/francais/vsv/environnement/radon.html>

Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL) : http://cmhc-schl.gc.ca/fr/coreenlo/coprge/radon/radon_001.cfm

Le radon



Source : <http://www.vdh.state.va.us/rad/RHP-RADON.asp>

Agence
de développement
de réseaux locaux
de services de santé
et de services sociaux

Québec
Côte-Nord

Direction de santé publique

Le radon qu'est-ce que c'est?

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle provenant de la dégradation de l'uranium présent dans le sol.

Ce gaz est incolore, inodore et sans saveur; il n'est ni explosif, ni inflammable.

Le radon est présent partout sur Terre et provient principalement des sous-sols granitiques et volcaniques.

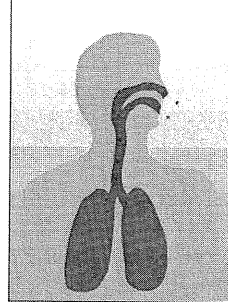
Lorsque le sol est particulièrement riche en uranium, le radon a tendance à s'infiltrer et à se concentrer dans les espaces clos, notamment les maisons, constituant ainsi un risque pour la santé.



Source : <http://www.thehouseinvestigator.com>

Quels sont les risques pour la santé?

Le seul risque connu associé à une exposition importante au radon est une probabilité accrue de développer le cancer du poumon.



Source : <http://www.radontest.dk/information.asp>

Chose certaine, le risque du cancer du poumon relié au radon est beaucoup plus important si les personnes font aussi usage du tabac.

Le lien entre le radon et d'autres problèmes de santé ou formes de cancer n'a pas été établi. Le radon n'est pas associé aux allergies, à l'asthme, aux troubles respiratoires, ni aux malformations congénitales.

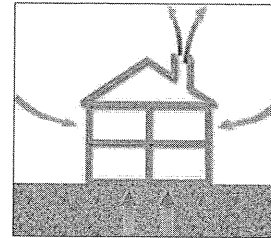
C'est uniquement par inhalation que le radon présente un risque pour la santé; la consommation d'eau et d'aliments ne comporte aucun risque.

Comment le radon peut-il pénétrer chez-moi?

Le radon peut provenir de l'air de l'extérieur et des gaz souterrains. L'apport de radon par l'air provenant de l'extérieur est non significatif par rapport à l'apport des gaz souterrains.

Les gaz souterrains qui renferment du radon pénètrent dans la maison par toutes les ouvertures en contact avec le sol.

Les principales voies d'infiltration du radon sont les fissures, les joints, les puitsards et les planchers en terre battue.



Source : <http://www.mimerbygg.se/hemmahos/newspaper.asp?Number=2&ID=8>

Le radon peut également pénétrer dans la maison par l'eau d'un puits contenant du radon et être libéré dans l'air.

Toutes ces raisons peuvent favoriser l'accumulation du radon à l'intérieur des maisons.

Peut-on réduire les niveaux de radon?

Certaines mesures correctives peuvent être immédiatement mises en place par le propriétaire, à peu de frais, tandis que d'autres nécessitent de faire appel à un entrepreneur compétent.

À court terme, il est possible d'éliminer les principales voies d'infiltration du radon en :

- scellant les puitsards;
- recouvrant les sols à découvert;
- obstruant les cavités dans les murs en blocs de béton;
- etc.

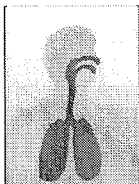
Il est aussi possible d'augmenter la ventilation à l'intérieur de la maison en aérant régulièrement par exemple.

À long terme, une des techniques les plus efficaces est la dépressurisation du sol entourant les fondations (installation d'un tuyau d'évacuation qui traverse la dalle de plancher et inverse la pression entre l'intérieur et l'extérieur). Une ventilation mécanique permet également de diminuer les teneurs en radon.

Enfin, il est possible d'améliorer les résultats en scellant les voies d'infiltration qui restent, telles que les petites fissures.

RISQUE POTENTIEL DE L'EXPOSITION AU RADON

Les études démontrent qu'une exposition prolongée (durant quelques dizaines d'années) à des concentrations élevées de radon dans les maisons, augmente le risque de développer un cancer du poumon. Ce risque relié au radon est beaucoup plus important si la personne exposée fait aussi usage du tabac.



À l'exception du cancer du poumon, aucun autre lien n'a été établi entre des problèmes de santé potentiels ou cancer et l'exposition au radon. Le radon n'est pas non plus associé aux allergies, à l'asthme, aux troubles respiratoires ni aux malformations congénitales.

<http://www.radontest.dk/information.asp>

FACTEURS À CONSIDÉRER POUR PRENDRE LA DÉCISION D'APPORTER DES CORRECTIFS

Plusieurs raisons peuvent vous motiver à effectuer des travaux de mitigation dans votre résidence. On appelle cette action travaux de mitigation, soit toute action correctrice visant à réduire le taux de radon mesuré dans une habitation. Voici une liste de questions qui vous aidera à orienter votre décision :

- Est-ce que des enfants habitent avec vous?
- Cette maison est-elle votre résidence principale?
- Pensez-vous habiter cette maison encore plusieurs années?
- Êtes-vous fumeur?

Plus souvent, vous aurez répondu positivement aux questions, plus vous aurez de raisons d'agir afin de réduire le taux de radon dans votre résidence.

QUOI FAIRE SI DES TRAVAUX SONT NÉCESSAIRES?

Des actions de diverses natures peuvent être entreprises. Toutefois, leur efficacité dépendra des particularités de votre maison, des voies d'infiltration du radon ainsi que de la qualité des travaux exécutés visant à réduire la teneur en radon. Conséquemment, les coûts pourront varier selon l'envergure des travaux à entreprendre. Si certaines de ces mesures correctrices nécessitent de faire appel à un entrepreneur compétent, certaines d'entre elles peuvent tout de même être réalisées par le propriétaire, à condition d'être bon bricoleur!

Au besoin voici quelques mesures correctrices qu'il est possible d'entreprendre :

1. Élimination des voies d'infiltration :

- Colmatage des fissures d'une fondation; scellage des orifices d'une fondation tels que des joints et des drains; scellage des ouvertures dans les murs et planchers servant au passage des services de câbles électriques, canalisation d'eau et d'égout;
- Recouvrement du sol à découvert d'un vide sanitaire d'une membrane ou de béton coulé.

2. Réduction de la pression négative :

- Installation d'un ventilateur-récupérateur de chaleur (VRC).

3. Réduction des écarts de pression existant entre l'air ambiant d'une maison et le sol :

- Garder en position fermée les foyers et poêles à bois s'ils ne sont pas en fonction;
- Ventilation accrue par l'ouverture d'une fenêtre à proximité d'un foyer ou d'un poêle à bois en fonction;
- Dépressurisation du sol.

POUR VOUS AIDER DANS VOS DÉMARCHES

Si vous avez des questions concernant le radon et son impact sur la santé, vous pouvez joindre le docteur Fabien Gagnon de la Direction de santé de la Côte-Nord au numéro suivant :

- **Dr Fabien Gagnon**
Spécialiste en santé communautaire
Téléphone : 1-819-829-3400, poste 42451

Pour entreprendre un nouveau test de dépistage du radon domiciliaire, vous pouvez contacter :

- **Radioprotection**
Téléphone : 1-450-649-5213

Si vous décidez d'entreprendre des actions correctrices visant à réduire la teneur en radon de votre maison, vous pouvez obtenir des renseignements concernant les travaux de mitigation en vous adressant à :

- **La Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL)**
Téléphone : 1-613-748-2367
Site Internet : <http://cmhc-schl.gc.ca/>
- **Votre Municipalité**
Le *Guide à l'usage des propriétaires canadiens*: Le Radon de la SCHL est disponible à votre mairie.



<http://www.thehouseinvestigator.com/>

LE RADON COMMENT INTERPRÉTER LES RÉSULTATS



<http://www.vdh.state.va.us/rad/RHP-RADON.asp>

ANNEXE IV

MODÈLES D'OUTILS D'INTERVENTION DESTINÉS AUX PROFESSIONNELS DES DIRECTIONS DE SANTÉ PUBLIQUE

MATÉRIEL UTILISÉ LORS DES INTERVENTIONS À OKA ET SAINT-ANDRÉ D'ARGENTEUIL

POUR VOUS AIDER À INTERPRÉTER VOTRE RÉSULTAT

Suite au dépistage que vous avez effectué, il est nécessaire de savoir comment lire votre résultat et comment l'interpréter.

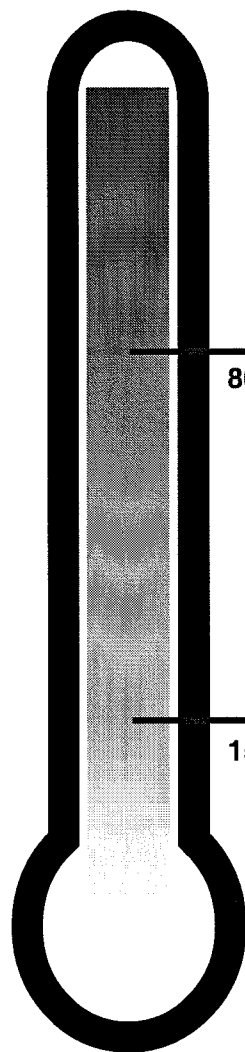
Vous trouvez ici, comme point de comparaison, des taux de références et les risques potentiels pour la santé associée à chacun d'eux. Aussi, à l'endos, vous êtes informé des facteurs à considérer avant de prendre la décision d'effectuer ou non des correctifs. Si des corrections sont nécessaires, référez-vous à la section Quoi faire si des travaux sont nécessaires, tout comme au guide Pour vous aider dans vos démarches.

NIVEAU ACCEPTABLE

L'unité de mesure du radon est le becquerel par mètre cube d'air (Bq/m^3).

Au Canada, il n'y a pas de règlement ni de norme concernant l'exposition au radon dans les maisons. Cependant, il existe une ligne directrice canadienne à ce sujet afin d'orienter l'intervention en cas de surexposition à ce gaz. Cette ligne est fixée à $800 Bq/m^3$. La ligne directrice canadienne est l'une des moins sévères au monde.

Pour leur part, les Américains recommandent d'effectuer des corrections dès que la concentration de radon dépasse $150 Bq/m^3$.



Niveau de risque

Facteur à considérer

Action à prendre

Élevé

Tous les facteurs mentionnés dans la rubrique *Facteurs à considérer pour prendre la décision d'apporter des correctifs* à l'endos.

Effectuer une seconde mesure du taux de radon le plus tôt possible. Cette deuxième mesure sert à confirmer la première et à comprendre d'où vient le radon. Ce test devra durer au moins trois mois. Une fois la valeur confirmée, des corrections devront être entreprises dans les prochaines semaines ou mois. Les travaux de corrections doivent tenter d'amener le taux de radon au plus bas niveau possible.

800 Bq/m^3

Moyen

- Des enfants habitent-ils avec vous?
- Est-ce votre résidence principale?
- Allez-vous habiter longtemps cette maison?
- Êtes-vous fumeur?

Effectuer une seconde mesure du taux de radon le plus tôt possible. Ce test de confirmation doit être effectué pendant au moins trois mois. Une fois la valeur confirmée, des corrections devraient être entreprises dans les prochaines années. Les travaux de corrections doivent tenter d'amener le taux de radon au plus bas niveau possible.

150 Bq/m^3

Faible

Aucun facteur en particulier n'a besoin d'être considéré à un niveau de risque faible.

Aucun travaux de correction n'est recommandé à ce niveau.



Le radon domestique et la santé publique

DOCUMENT SPÉCIFIQUE À UN SECTEUR D'OKA-PAROISSE ET DE SAINT-JOSEPH-DU-LAC

QU'EST-CE QUE LE RADON ?

Le radon est un **gaz radioactif** d'origine naturelle provenant de la dégradation naturelle de l'uranium. Il est incolore, inodore et plus lourd que l'air. Il n'est pas inflammable ni explosif.

On retrouve le radon partout dans notre environnement. Par contre, à certains endroits où le sol est particulièrement riche en uranium, il peut s'infiltrer puis se concentrer dans les maisons et ainsi constituer un risque pour la santé. C'est le cas dans certains secteurs d'Oka-Paroisse et de Saint-Joseph-du-Lac.

QUELS SONT LES RISQUES POUR LA SANTÉ ?

Les études démontrent qu'une exposition prolongée (durant plusieurs dizaines d'années) à des concentrations importantes de radon dans les maisons, augmente le risque de développer un cancer du poumon. Lorsque les concentrations sont très élevées, comme c'est le cas dans plusieurs maisons à Oka-Paroisse et à Saint-Joseph-du-Lac, le risque peut se comparer au risque de cancer du poumon relié au tabagisme.

Ce risque relié au radon est beaucoup plus important si la personne exposée fait aussi usage du tabac.

Un tel niveau de risque incite la Direction régionale de santé publique des Laurentides (DRSP) à **recommander fortement l'application de mesures correctives (mitigation) dans les résidences où l'on a détecté des concentrations élevées de radon.**

À l'exception du cancer du poumon, le lien entre le radon et d'autres problèmes de santé ou formes de cancer n'a pas été établi. Le radon n'est pas associé aux allergies, à l'asthme, aux troubles respiratoires ni aux malformations congénitales.

Croire que le radon est inoffensif parce qu'il est d'origine naturelle et omniprésent est malheureusement un mythe.

QUELS SONT LES RISQUES RELIÉS À LA CONSOMMATION D'EAU ET D'ALIMENTS ?

La consommation d'eau et d'aliments ne comporte aucun risque relié au radon (légumes, fruits, lait, fromage, etc.). En effet, le radon est un gaz et la quantité qu'on absorbe en mangeant ou en buvant est tout simplement négligeable. C'est essentiellement parce qu'on le respire que le radon agit de façon néfaste sur l'organisme.

Quant aux aliments produits ou entreposés dans la région, **il n'y a aucun danger à les consommer**. En effet, les teneurs en uranium ou radium des aliments sont négligeables.

COMMENT MESURE-T-ON LE RADON ?

L'unité de mesure du radon est le **becquerel par mètre cube d'air** (Bq/m^3)¹. Plusieurs tests sont disponibles sur le marché pour mesurer le radon. Ils diffèrent les uns des autres par le type d'appareil de mesure, mais aussi par la durée de la mesure. La méthode utilisant l'appareil « E-Perm » (chambre à électret) permet d'effectuer des mesures durant quelques semaines avec une précision suffisante pour déterminer l'ampleur de l'exposition. C'est donc cette méthode qui a été reconnue par la DRSP.

Quelle que soit la méthode utilisée, le radon étant plus lourd que l'air, on recommande, dans le contexte d'Oka-Paroisse et de Saint-Joseph-du-Lac, d'installer l'appareil de mesure dans la partie habitée située au niveau le plus bas de la maison (au sous-sol s'il est habité, sinon au rez-de-chaussée).

Les mesures de radon effectuées au Canada et dans d'autres pays ont montré qu'il n'est **pas possible d'estimer adéquatement les concentrations de radon dans votre maison à partir des résultats des maisons voisines**.

QUELLE EST LA NORME D'EXPOSITION AU RADON DANS LES MAISONS ?

Au Canada, il n'y a pas de règlement ni de norme concernant l'exposition au radon dans les maisons. Cependant, il existe une « ligne directrice canadienne » à ce sujet afin d'orienter l'intervention en cas de surexposition à ce gaz.

Ligne directrice pour le radon au Canada

Il est recommandé que des mesures correctives soient entreprises quand on observe dans une maison des concentrations en radon supérieures à **800 Bq/m³ correspondant aux niveaux annuels moyens dans l'espace normalement occupé**. Compte tenu des risques à la santé liés à l'exposition au radon, il est **souhaitable de diminuer celle-ci à des niveaux les plus bas possibles**.

(Approuvé par les sous-ministres fédéral et provinciaux de la Santé, décembre 1988.)

La ligne directrice canadienne est l'une des plus élevées au monde. Ainsi, les Américains recommandent d'effectuer des corrections (mitigation) dès que la concentration de radon dépasse 150 Bq/m^3 .

C'est pourquoi, dans le contexte d'Oka, la DRSP des Laurentides recommande la mise en place de mesures de correction (mitigation), même à des niveaux compris entre 150 et 800 Bq/m^3 .

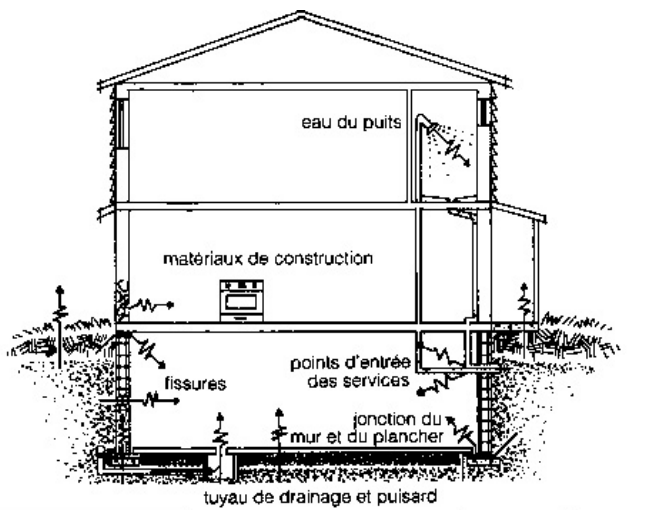
¹ Un **becquerel** se définit comme étant une désintégration par seconde.
1 becquerel par mètre cube = 0,027 picocurie par litre ou
 $800 \text{ Bq/m}^3 = 20 \text{ pCi/L}$
1 mètre cube (m^3) = 1000 litres (L).

COMMENT LE RADON PEUT-IL PÉNÉTRER DANS LA MAISON ?

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

Normalement on trouve moins de 50 Bq/m³ dans la majorité des maisons. Dans certains secteurs situés sur la formation géologique riche en uranium (uranifère) à Oka, une proportion importante des maisons contiennent une concentration de radon supérieure à 800 Bq/m³. Dans quelques maisons, les concentrations peuvent atteindre plusieurs milliers de Bq/m³.

VOIES D'INFILTRATION DU RADON



(Société Canadienne d'hypothèques et de logement, 1997)

QUELLE EST LA SITUATION DANS LA RÉGION DU MONTSAINTPIERRE ?

L'analyse récente des données géologiques et radiométriques aériennes a permis de circonscrire une **formation géologique très particulière et exceptionnelle** sur laquelle on retrouve le Mont-Saint-Pierre et son voisinage immédiat. Cette formation en forme de croissant s'étend sur une superficie d'environ 2 kilomètres sur 6 kilomètres.

Dans cette formation géologique, on retrouve une quantité importante de **pyrochlores**, ces derniers contenant entre autres du niobium et de l'**uranium** qui est le métal producteur de **radon**.

La présence de l'uranium associée aux caractéristiques géologiques particulières de la formation (roche poreuse, présence en surface de cette énorme masse minérale) contribue à l'exposition excessive et exceptionnelle au radon dans plusieurs maisons de ce secteur.

Le niobium est le métal qui était exploité par la compagnie St-Lawrence Columbium and Metals de 1960 à 1976.

ATTENTION

Position de la DRSP des Laurentides concernant la mine

La position de la DRSP des Laurentides concernant l'ouverture possible d'une nouvelle mine dans ce secteur est toujours la même et a été exprimée à plusieurs reprises.

Ainsi, la DRSP des Laurentides n'est ni favorable, ni défavorable à des activités minières en autant qu'elles n'affectent pas la résistance des maisons les plus proches aux infiltrations de radon et que des mesures soient prises pour assurer la distribution d'une eau potable de qualité. Ces conditions semblent réunies selon les informations transmises par le ministère de l'Environnement.

HISTORIQUE DES INTERVENTIONS DE SANTÉ PUBLIQUE

LE PROGRAMME DE MESURES DU RADON

1^{ère} étape 1995-1996

La DRSP des Laurentides a offert, dès la fin de 1995, une mesure de la concentration de radon à tous les propriétaires de maisons situées dans les zones d'intervention associées à la formation géologique à risque. Dès le début de 1996, chaque personne qui s'était prévalu du programme de mesure a reçu, par courrier, et de façon confidentielle le résultat individuel qui la concernait de même que la recommandation d'apporter les corrections nécessaires (mitigation) lorsque les concentrations de radon étaient élevées.

Cette campagne de dépistage des maisons qui présentaient une concentration élevée de radon a permis d'obtenir des mesures dans plus de 175 des quelque 350 maisons concernées. L'analyse des résultats a confirmé hors de tout doute le caractère exceptionnel du risque de surexposition au radon dans ce secteur d'Oka -Paroisse, surtout au Mont-Saint-Pierre sud qui se distingue largement du reste de l'intrusion.

2^e étape 1996-1997

À la lumière des résultats obtenus, il s'avérait important d'obtenir des données complémentaires pour mieux circonscrire le secteur à risque. Pour ce faire, un **relevé radiométrique aérien** a été effectué à l'automne de 1996 et les résultats préliminaires ont été disponibles au printemps de 1997. Ces résultats nous donnent une image de l'activité radioactive issue de l'uranium contenu dans la

formation géologique, même dans les secteurs où les maisons ne sont pas encore construites. En particulier, ce relevé aérien a permis de repérer certains petits secteurs plus à risque sur la formation géologique, tel que le secteur du Mont-Saint-Pierre qui se situe au nord du chemin d'Oka et au sud de l'ancienne mine où était prévu un projet domiciliaire.

Suite à l'avis de plusieurs experts, la DRSP s'est prononcée sur la nécessité d'éviter de construire dans les secteurs les plus à risque à moins d'appliquer des mesures exceptionnelles lors de la construction.

3^e étape 1997-1998

La DRSP des Laurentides a émis en 1998 plusieurs recommandations aux propriétaires de maisons déjà construites ainsi qu'aux éventuels propriétaires de futures maisons. Ces recommandations sont inscrites dans le rapport d'intervention de santé publique sur le problème du radon à Oka dont une copie est accessible sur le site Web de la Régie régionale de la santé et des services sociaux des Laurentides à l'adresse suivante :

<http://www.rrsss15.gouv.qc.ca/radon/liensf.htm>

4^e étape 2003-2005

Un programme d'aide financière de la Société d'habitation du Québec (SHQ) a été mis en place pour les propriétaires de maisons déjà construites auxquels nous donnons les recommandations suivantes :

RECOMMANDATIONS AUX PROPRIETAIRES DES MAISONS DEJA CONSTRUITES :

1. **Obtenir une mesure de radon si la maison est située dans la zone 1, 2 ou 3** (*voir carte des zones d'intervention ci-jointe*) **et si aucune mesure n'a été obtenue jusqu'à maintenant ;**
2. **Suivre les recommandations suivantes en fonction du résultat. Ainsi, lorsque le résultat est de :**
 - a) **moins de 150 Bq/m³ :**
 - aucune mitigation particulière n'est suggérée ;
 - b) **150 à 800 Bq/m³ :**
 - diminuer au plus bas possible la teneur en radon par des travaux de mitigation effectués dans un délai ne dépassant pas quelques années ;
 - consulter, au besoin, un professionnel de la DRSP pour obtenir plus d'information sur les risques potentiels à la santé ;
 - c) **plus de 800 Bq/m³ :**
 - diminuer au plus bas niveau possible la teneur en radon dans un délai ne dépassant pas quelques semaines à quelques mois ;
 - consulter, au besoin, un professionnel de la DRSP pour obtenir plus d'information sur les risques potentiels à la santé.

RÉSULTATS DES MESURES DE RADON

Jusqu'à maintenant 241 des quelques 350 propriétaires de maisons situées sur les zones 1, 2 ou 3 se sont prévalus d'une mesure gratuite des teneurs de radon dans leur domicile. Sur ce nombre, 53 propriétaires ont des résultats de radon au-dessus de 800 Bq/m³ et 96 propriétaires ont des résultats entre 150 et 800 Bq/m³.

Dans la zone 1, soit celle la plus à risque, près de 100 % des propriétaires se sont prévalus d'une mesure de radon.

MESURES CORRECTIVES (MITIGATION)

Il existe des mesures efficaces permettant de diminuer les infiltrations de radon qui peuvent être relativement simples dans certains cas.

Il existe un **programme d'aide financière** à Oka pour les propriétaires de maisons dont les résultats d'analyse de radon sont supérieurs à 150 Bq/m³. Ce programme est géré par la SHQ. Si vous désirez des renseignements concernant ce programme d'aide financière destiné à Oka et savoir si vous pouvez en bénéficier, **vous pouvez communiquer avec la :**

Société d'habitation du Québec (SHQ)
1054, L.A. Taschereau
Québec (Québec) G1R 5E7
Téléphone : 1 800 463-4315

La Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL) a publié un certain nombre de documents sur le radon destinés à la population. Vous pouvez obtenir ces documents en vous adressant à la SCHL.

**Société canadienne
d'hypothèques et de logement (SCHL)
Division de la recherche
682, chemin de Montréal
OTTAWA (Ontario) K1A OP7
Téléphone : 1 800 463-7245
Adresse Internet : <http://cmhc-schl.gc.ca>**

Pour les questions relatives à la santé, nous vous invitons à communiquer avec la :

Direction régionale de santé publique des
Laurentides (DRSP)
1000, rue Labelle - Bureau 210
Saint-Jérôme (Québec) J7Z 5N6
Téléphone : (450) 432-8735
Télécopieur : (450) 436-1761
(entre 8h30 et 16h30, du lundi au vendredi)

Vous pouvez consulter le site Web de la Régie régionale de la santé et des services sociaux des Laurentides à l'adresse suivante :

<http://www.rrsss15.gouv.qc.ca/radon/liensf.htm>

**This document is also available
in English on request**



Radon in the Home and Public Health

DOCUMENT SPECIFICALLY RELATING TO A SECTOR OF OKA-PAROISSE AND SAINT-JOSEPH-DU-LAC

WHAT IS RADON?

Radon is a naturally occurring **radioactive gas** produced during the degradation of uranium. Radon gas is colourless, odourless, and heavier than air. It is neither flammable nor explosive.

Radon is commonly found in the environment. However, in certain places where the soil is particularly rich in uranium, radon can infiltrate into homes and produce concentrations that are high enough to become a health hazard. This is what is happening in certain areas of Oka-Paroisse and Saint-Joseph-du-Lac.

WHAT ARE THE HEALTH RISKS?

Studies have shown that prolonged exposure (over many decades) to high levels of radon in homes increases the risk of developing lung cancer. When levels are very high, as is the case in many homes in Oka-Paroisse and Saint-Joseph-du-Lac, the risk is comparable to the risk of developing lung cancer from smoking.

The risk associated with radon is much higher if an individual exposed to radon also smokes.

Due to this high level of risk, the Direction régionale de santé publique des Laurentides (DRSP) has **strongly recommended that**

corrective measures (measures of mitigation) be implemented in homes where high radon levels have been detected.

With the exception of lung cancer, no link has been established between exposure to radon and other health risks. Radon has not been linked to allergies, asthma, respiratory problems or congenital abnormalities.

Do not, however, believe the myth that because radon is a common substance which occurs naturally, it is inoffensive.

WHAT ARE THE RISKS ASSOCIATED WITH INGESTING WATER AND FOOD?

There is no radon-linked risk associated with eating food or drinking water (vegetables, fruit, milk, cheeses...). Radon is a gas, and the quantity absorbed through eating or drinking is negligible. Radon's negative effects on the body are primarily produced because we inhale it. It is not dangerous to eat food which is produced or stored in the area. In fact, radium and uranium concentrations in food are negligible.

HOW IS RADON MEASURED?

The measurement unit used to determine radon concentration is **becquerel per cubic meter of air** (Bq/m³)¹. There are many tests available on the market to measure radon levels. The differences between the various types of tests are the type of apparatus used to take the measurement and the duration of the testing period. The test method which uses the E-Perm device (electrets chamber), allows measurements to be taken over a period of several weeks and is accurate enough to determine the extent of the exposure.

For this reason the Regional Public Health Department (DRSP des Laurentides) recommends this method of testing.

Whatever testing method is used, because radon is heavier than air, we recommend that in Oka-Paroisse and Saint-Joseph-du-Lac, the radon-measuring device be installed in the lowest living area of the house (in the basement if it is used as a living space, if not, on the ground floor).

Radon measurements carried out in Canada and in other countries have shown that it is **not possible to estimate radon levels accurately by basing the estimate on results obtained in a neighboring house.**

WHAT ARE THE NORMS FOR EXPOSURE TO RADON IN HOMES?

No laws or norms exist regarding exposure to radon in homes, but there are Canadian

guidelines to help people take action if they are subject to overexposure to this gas.

Radon Guidelines in Canada

It is recommended that corrective measures be implemented when average annual radon levels higher than **800 Bq/m³ are noted in normally occupied areas of a house.** Because exposure to radon is associated with risks to health, it is **preferable to decrease radon levels as much as possible.**

(Approved by federal and provincial Deputy Ministers of Health, December 1988.)

The Canadian guideline is one of the highest in the world. Americans have recommended that corrective measures be implemented when radon levels exceed 150 Bq/m³.

Because of this, in the context of Oka, the Direction régionale de santé publique des Laurentides recommends that corrective measures (measures of mitigation) also be implemented for radon levels between 150 Bq/m³ and 800 Bq/m³.

HOW CAN RADON INFILTRATE INTO HOMES?

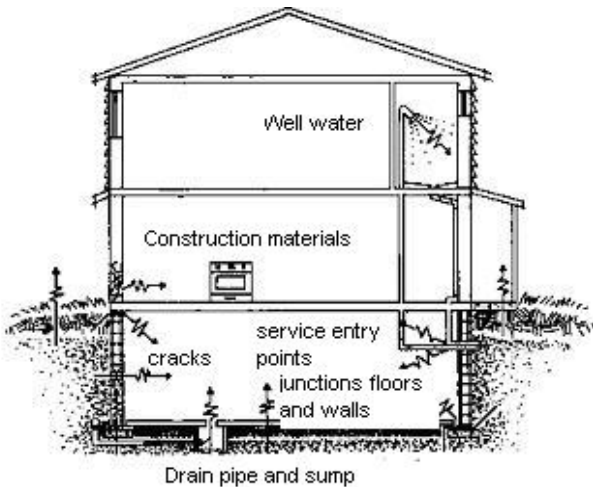
Outdoors, radon is dispersed and diluted and is found in concentrations of 1 to 10 Bq/m³ which is **not a health hazard.** However, radon can infiltrate into basements through dirt floors, cracks in concrete floors or walls, sewers, sumps, or through joints.

Radon can also enter into houses through well water which contains radon and can then be released from the water into the air. The above conditions can allow **radon concentrations to build up in homes.**

¹ A becquerel is defined as one nuclear disintegration per second.
1 becquerel per cubic meter = 0,027 picocuries per liter or
800 Bq/m³ = 20pCi/L = 0,1WL
1 cubic meter (m³) = 1000 liters (L)

The normal level of radon found in most homes is less than 50 Bq/m³. A high proportion of homes located in the geological area in Oka which is rich in uranium have radon levels above 800 Bq/m³. In some homes, the levels may reach several thousand Bq/m³.

RADON INFILTRATION POINTS



(Canada Mortgage and Housing Corporation, 1997)

WHAT IS THE SITUATION IN THE MONT SAINT-PIERRE AREA?

Recent analysis of data obtained by aerial radiometry has led to the identification of a **very distinctive geological formation** which includes Mont Saint-Pierre and its immediate surroundings. The formation is crescent-shaped and measures approximately 2 by 6 kilometers.

The geological formation contains large quantities of **pyrochlores**.

Pyrochlores contain niobium and **uranium**, the metal which produces **radon**. **The presence of uranium, combined with the particularities of the geological formation (porous rock, large mineral mass near the earth's surface), cause the excessive exposure to radon in many homes in the region.**

The St-Lawrence Columbian and Metals Company mined niobium in the area from 1960 to 1976.

NOTICE

The position of the DRSP des Laurentides regarding the mine.

The DRSP des Laurentide's position regarding the possible opening of a new mine in the area remains unchanged and has been stated many times.

The DRSP is neither for nor against mining activities as long as these activities do not affect the radon exposure levels of nearby homes, and if steps are taken to ensure the distribution of high-quality potable water. According to information from the Environment Ministry, these conditions appear to have been met.

A HISTORY OF ACTION TAKEN BY THE DRSP DES LAURENTIDES THE RADON MEASUREMENT PROGRAM.

1st Stage 1995-1996

In the latter part of the year 1995, the Direction régionale de la santé publique des Laurentides offered radon analysis to home owners in intervention zones in the area of the high-risk geological formation. Beginning in 1996, each person who took advantage of the analysis program received their confidential results by mail, along with a recommendation to implement the necessary corrective measures (measures of mitigation) when high radon levels were detected.

This campaign to detect homes with high concentrations of radon, examined radon levels in 175 of 350 homes in the target area.

The analysis of the results confirmed beyond any doubt that there is an exceptionally high risk of over-exposure to radon in this sector of Oka-Paroisse, and in particular, in the Mont Saint-Pierre area, where the risk is even more significant.

2nd Stage 1996-1997

In light of the results which were obtained, it was important to procure additional data to better define the area at-risk. An **aerial radiometry survey** was carried out in the fall of 1996 and preliminary results were available in the spring of 1997. These results gave us a picture of the radioactive emissions from the uranium in the geological formation, even in the area where homes had not yet been built. In particular, the aerial survey identified certain small areas in the geological formation which are more at-risk, such as the Mont Saint-Pierre sector which is located north of chemin Oka and south of the old mine, where a new housing development was planned.

Following the advice of many experts, the DRSP confirmed the need to avoid building in high risk areas unless special measures are implemented during construction.

3rd Stage 1997-1998

In 1998, the DRSP des Laurentides issued many recommendations to owners of homes that had already been built and to owners of homes that were yet to be constructed. These recommendations are part of the public health intervention report on the problem of radon in Oka.

A copy of the report is available on the web site of the Régie régionale de la santé et des

services sociaux des Laurentides at the following address:

<http://www.rrsss15.gouv.qc.ca/radon/liensf.htm>

4th stage 2003 - 2005

The Société d'habitation du Québec (SHQ) has established a financial assistance programme for owners of homes that have already been built. We make the following recommendations for these owners:

RECOMMENDATIONS FOR OWNERS OF HOMES THAT ARE ALREADY BUILT:

- 1. The radon level should be measured if the home is located in zone 1, 2 or 3** (see the map of the intervention zones here attached), **and if** radon levels have not yet been measured;
- 2. Follow the recommendations below in accordance with the results. If the result is:**
 - a) less than 150 Bq/m³:**
 - no particular corrective measures are suggested;
 - b) 150 to 800 Bq/m³:**
 - radon levels should be decreased as much as possible by implementing corrective measures within a maximum delay of several years;
 - if necessary, consult a professional from the DRSP for more information regarding potential health risks;
 - c) over 800 Bq/m³:**

- radon levels should be decreased as much as possible by applying corrective measures within a maximum delay of several weeks to several months;
- if necessary, consult a professional from DRSP for more information regarding potential health risks.

RADON TESTING RESULTS

To date, 241 of 350 homeowners in zones 1, 2 and 3 have taken advantage of a free radon testing programme in their homes. Of these, 53 homeowners had radon levels above 800 Bq/m³ and 96 owners had results between 150 and 800 Bq/m³.

In zone 1, nearly 100% of homeowners have had their homes tested.

CORRECTIVE MEASURES (MEASURES OF MITIGATION)

There are effective, and, in some cases relatively **simple measures** that can reduce radon infiltration into homes.

There is a **financial assistance programme** in Oka for homeowners with radon test results above 150 Bq/m³. This programme is managed by the SHQ. For information about the financial assistance programme for Oka or to find out if you are eligible, **contact:**

Société d'habitation du Québec (SHQ)
1054, L.A. Taschereau
Québec (Québec) G1R 5E7
Telephone : 1 800 463-4315

The Canada Mortgage and Housing Corporation has prepared several documents on radon for the general public. These

documents can be obtained by contacting the Canada Mortgage and Housing Corporation (CMHC):

Canada Mortgage and Housing Corporation

Research Division

682 Montreal Road

OTTAWA (Ontario) K1A 0P7

Telephone : 1-800- 463-7245

Website: <http://cmhc-schl.gc.ca>

If you have any questions regarding your health, please call:

Direction régionale de santé publique des Laurentides (DRSP)

1000, rue Labelle - Bureau 210

Saint-Jérôme (Québec) J7Z 5N6

Telephone : (450) 432-8735

Fax: (450) 436-1761

(Monday to Friday, 8:30 a.m. to 4:30 p.m.)

You can also visit the web site of the Régie régionale de la santé et des services sociaux des Laurentides at the following address:

<http://www.rrsss15.gouv.qc.ca/radon/liensf.htm>

**This document is also available
in French upon request.**

ANNEXE V

MODÈLES D'OUTILS D'INTERVENTION DESTINÉS AUX PROFESSIONNELS DES DIRECTIONS DE SANTÉ PUBLIQUE

MATÉRIEL UTILISÉ LORS DE L'INTERVENTION À MONT SAINT-HILAIRE



VILLE DE MONT-SAINT-HILAIRE
100, rue du Centre-Civique
Mont-Saint-Hilaire (Québec) J3H 3M8 - Tél. : 450 467-2854

FORMULAIRE D'INSCRIPTION

PROGRAMME DE DÉPISTAGE DU RADON DOMICILIAIRE

Je désire participer au programme de dépistage du radon domiciliaire de la ville de Mont-Saint-Hilaire. En complétant et en retournant ce formulaire, je comprends et j'accepte les éléments du programme tels que décrits dans le document d'accompagnement. J'accepte de défrayer le montant de 25,00 \$ plus taxes, une facture me sera remise.

Vous devez remplir toutes les sections et répondre à toutes les questions. Les demandes ou formulaires incomplets seront retournés intégralement à l'adresse de correspondance. S.V.P. , écrire en lettres carrées et lisiblement.

Nom du demandeur :

NOM : _____ PRÉNOM : _____

Numéro de téléphone où le demandeur est facilement joignable :

(Au moins un numéro est nécessaire pour que le laboratoire puisse prendre rendez-vous avec vous pour l'installation de l'appareil de mesure.)

Numéro de téléphone : (____) _____
(____) _____
(____) _____

Adresse civique de la résidence où le test sera effectué :

(La résidence doit être occupée de façon normale durant la période de test et doit faire partie des secteurs visés par le programme et ne pas être un commerce ou un lieu de travail)

No civique Rue Code postal

Adresse de correspondance :

(L'accusé de réception et la lettre de résultat seront envoyés à cette adresse)

L'adresse de correspondance est la même que ci-haut : OUI NON

Si vous avez répondu NON, complétez la section :

No Civique Rue Appartement

Ville Prov. Code postal

Je suis propriétaire ou copropriétaire de la résidence où le test sera effectué : OUI NON

Signature du demandeur : _____

Section réservée (ne rien inscrire dans cette section)

_____ Becquerel par mètre cube d'air (Bq/m³)

Secteur : _____ Type _____
Début mesure _____ Heure _____
Fin mesure _____ Heure _____ No série dosimètre : _____
Pièce : _____ Ambiance : _____ Dosimètre
Dosimètre installé par : _____ 50 cm P
Dosimètre analysé par : _____ 100 cm P



VILLE DE MONT-SAINT-HILAIRE

**QUE SIGNIFIE MON RÉSULTAT
DE MESURE DU RADON?**

Avril 2003

Quelles sont les unités de mesure du radon?

Le test effectué évalue la concentration de radon dans l'air. Le radon se mesure en Becquerels par mètre cube d'air (Bq/m³).

Que signifie mon résultat?

Un test effectué sur une année complète est idéal pour mesurer le radon. Il représente la mesure la plus fidèle de la réelle concentration de radon dans votre maison sur une période d'une année. Ce type de test est cependant peu pratique. Le test effectué dans votre maison couvre donc une période d'environ 4 semaines, ce qui est beaucoup plus pratique. Cela est suffisant pour avoir une bonne évaluation du niveau de radon dans votre résidence.

Ce qu'il faut savoir :

- Les résultats sont habituellement plus élevés l'hiver que l'été.
- Dans une maison, les résultats sont habituellement plus élevés au sous-sol qu'aux étages supérieurs.
- Le résultat du test peut être affecté par vos habitudes de vie et le climat. Si vous refaites le test l'an prochain à la même période, le résultat pourrait être légèrement différent.

Il est toutefois prudent de vous fier à ce test afin de décider des suites à donner.

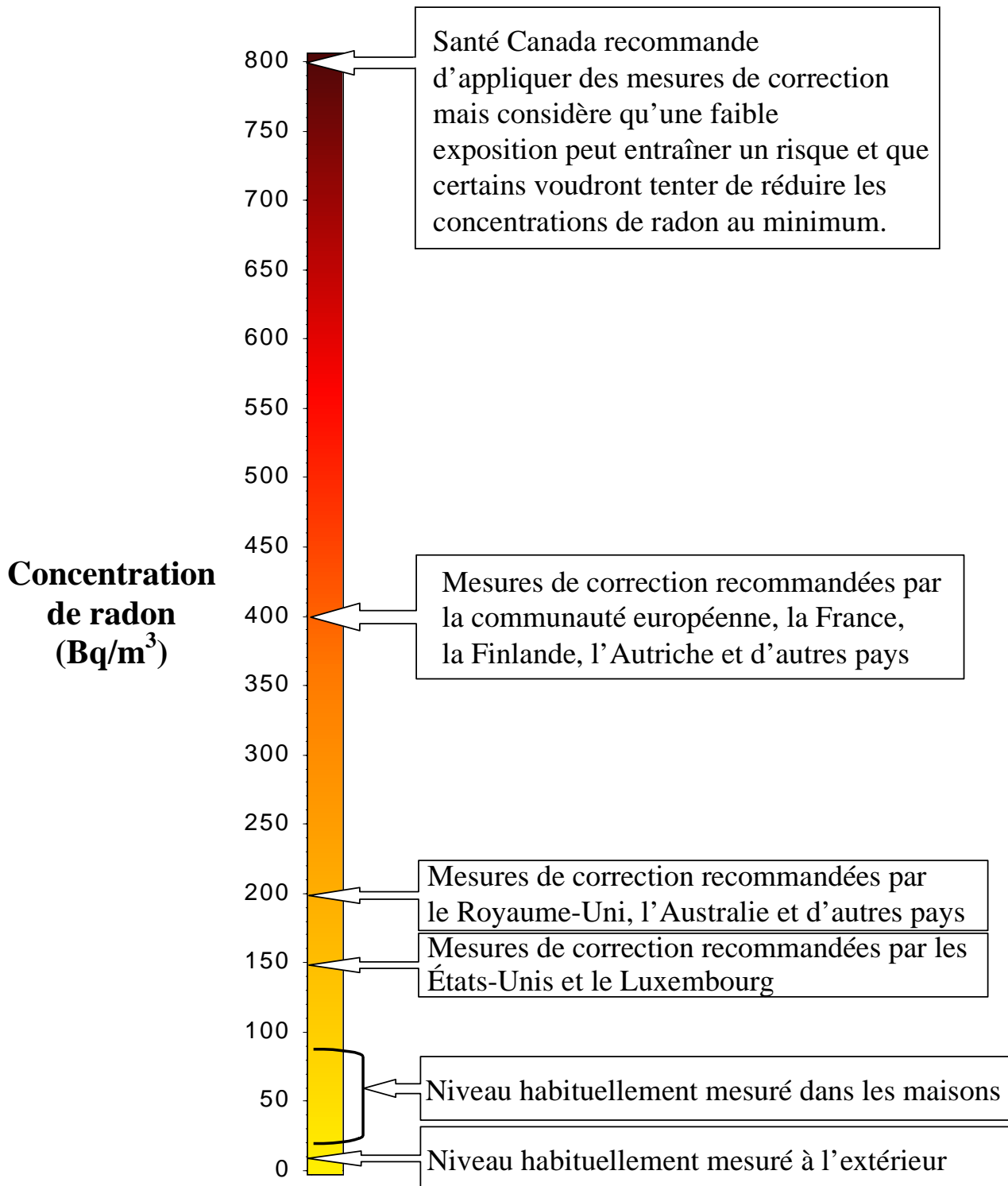
Est-ce que je dois diminuer le radon dans ma maison?

La décision est personnelle et vous appartient. Selon votre résultat et vos priorités, cette décision ne sera pas nécessairement celle que prendra votre voisin en fonction du même résultat. La description des risques pour la santé (voir plus loin dans le texte) pourra sans doute vous aider dans votre décision.

Voici quelques points de repère:

- Il n'y a pas de concentration de radon reconnue sécuritaire.
- La concentration la plus basse est toujours préférable.
- Des organismes proposent des seuils d'intervention, c'est-à-dire des concentrations au-dessus duquel il est recommandé de corriger la situation.
- Il n'y a aucun organisme ayant proposé un seuil d'intervention inférieur à 150 Bq/m³.
- Selon les experts, il serait possible de réduire les concentrations de radon à 75 Bq/m³ ou moins dans les maisons. La réduction est toutefois variable et dépend des caractéristiques de la maison, de la méthode de réduction retenue et du niveau de radon initial.

La page suivante présente certaines concentrations et quelques seuils d'intervention afin de vous aider à comparer votre résultat.



D'où vient le radon mesuré dans ma maison?

Le sol contient naturellement une certaine quantité d'éléments radioactifs comme l'uranium. Un sol plus riche en uranium libère davantage de radon. Le radon est un gaz. Il s'infiltré dans votre maison par les fondations, les fissures, les puits de drain, le joint entre le mur et la dalle de plancher, les interstices entre les tuyaux de plomberie et le béton du mur ou du plancher, etc...

Quelle sont les risques pour ma santé?

Le radon est une cause reconnue de cancer du poumon. Le risque pour la santé dépend de la concentration de radon dans la maison, du temps passé à la maison et de votre exposition actuelle ou passée à la fumée de tabac. La combinaison entre le radon et le tabac est particulièrement nocive. Le tabac, avec ou sans radon, demeure la principale cause de cancer du poumon.

Les données suivantes de l'EPA aux États-Unis, vous aideront à juger de l'importance du risque pour la santé :

Concentrations de radon	Si 1 000 personnes n'ayant jamais fumé sont exposées à ce niveau toute leur vie...	Si 1 000 personnes fumeuses sont exposées à ce niveau toute leur vie...
75 Bq/m³	Environ 1 personne aura un cancer du poumon	Environ 15 personnes auront un cancer du poumon
150 Bq/m³	Environ 2 personnes auront un cancer du poumon	Environ 29 personnes auront un cancer du poumon
400 Bq/m³	Environ 4 personnes auront un cancer du poumon	Environ 71 personnes auront un cancer du poumon
800 Bq/m³	Environ 8 personnes auront un cancer du poumon	Environ 135 personnes auront un cancer du poumon

Le seul problème de santé causé par le radon est le cancer du poumon. Les cancers du poumon causés par le radon ne sont pas différents de ceux causés par le tabac. Le radon ne représente pas un risque pour le fœtus et il n'y a pas de données concluantes permettant de croire que les enfants sont plus à risque que les adultes. Le radon ne cause pas d'allergies, d'asthme, de troubles respiratoires, de malformations congénitales ou d'autres cancers. Le radon n'est pas inflammable, ni explosif.

Comment faire pour diminuer la concentration de radon dans ma maison?

Il existe plusieurs façons de procéder. En fonction des caractéristiques de votre maison, certaines solutions seront plus ou moins pratiques, efficaces et dispendieuses.

Les principales solutions possibles sont :

- l'élimination des voies d'infiltration du radon (colmatage);
- l'augmentation de la ventilation mécanique dans la maison;
- la dépressurisation du sol entourant les fondations.

Pour les deux dernières solutions, vous devriez faire appel à un expert (ingénieur-conseil) afin de vous assurer de l'efficacité et de la sécurité de la solution, surtout si vous avez un système de chauffage à combustion (huile, gaz, propane ou autres) ou un système de chauffage d'appoint (bois, granule, etc.). Si vous pensez investir des sommes importantes, il pourrait être prudent de faire un test de confirmation du niveau de radon. Les tests donnent rarement des résultats erronés, mais une erreur de manipulation peut survenir. Il ne faut toutefois pas remettre indûment l'intervention.

Pour obtenir plus d'information sur le radon et des conseils sur les façons de réduire les concentrations de radon, vous pouvez consulter le document intitulé « *Le radon - Guide à l'usage des propriétaires canadiens* » publié par la Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL). Vous y trouverez également des conseils sur la façon de négocier un devis et d'évaluer les soumissions des entrepreneurs.

Vous pouvez consulter ce guide au bureau de la municipalité, du CLSC, ou en obtenir une copie en vous adressant à la SCHL. Le document est également disponible gratuitement sur le site internet de la SCHL :

Société canadienne d'hypothèques et de logement

1100, boul. René-Lévesque Ouest, 1^{er} étage

Montréal (Québec) H3B 5J7

Téléphone : (514) 283-2222 ou (514) 283-4464

Télécopieur : (514) 283-0860

Adresse internet : <http://cmhc-schl.gc.ca>

Au besoin, vous pouvez communiquer avec :

La Société d'habitation du Québec

1054, rue Louis-Alexandre-Taschereau

Aile Saint-Amable, 3^e étage

Québec (Québec) G1R 5E7

Téléphone : (418) 643-7676 (Québec)

Télécopieur : (418) 643-4560 (Québec)

Téléphone : (514) 873-8130 (Montréal)

Télécopieur : (514) 873-8340 (Montréal)

Ligne sans frais (partout au Québec) : 1-800-463-4315

Adresse internet : <http://www.shq.gouv.qc.ca>

J'ai décidé de faire des correctifs pour diminuer le radon dans ma maison, que dois-je faire après les travaux?

Après les travaux de correction, vous devriez vérifier si le radon est effectivement diminué dans la maison. Le même type de test peut être refait. Il vous revient toutefois d'engager une firme et de payer pour ce test puisque le programme de la ville de Mont-Saint-Hilaire ne couvre que le premier test.

Si le résultat est encore trop élevé, vous pourrez considérer la pertinence de procéder à d'autres travaux.

Si le résultat est satisfaisant, vous aurez à faire en sorte que les correctifs demeurent efficaces par des mesures d'entretien appropriées. Pour vérifier si les niveaux de radon restent bas, vous devriez également procéder à un test de radon à intervalle régulier, par exemple à tous les 2 à 5 ans.

Si vous faites des rénovations importantes, cela peut avoir un impact sur le niveau de radon dans la maison. Vous devriez donc refaire un test de radon après les travaux majeurs afin de vous assurer que les concentrations n'ont pas augmenté.

Si le test a été effectué au rez-de-chaussée et que vous planifiez occuper le sous-sol, un test de radon pourra vous indiquer si le niveau au sous-sol est élevé. Vous pourrez également planifier à l'avance des mesures de réduction du radon et épargner ainsi de l'argent. En effet, les mesures de réduction du radon sont plus faciles à appliquer si le sous-sol n'est pas fini.

Si vous vendez votre maison, il est de votre responsabilité d'informer le futur acheteur de la situation.

Le niveau de radon de ma maison ne justifie pas de correctifs, la question est-elle réglée pour de bon?

Le sol sous la maison, peut se modifier avec le temps et les fondations se fissurer. Bref avec les années, votre maison peut perdre de son étanchéité au radon provenant du sol. Il est donc prudent de procéder à un test de radon à intervalle régulier, par exemple à tous les 5 ans.

Si le test a été effectué au rez-de-chaussée et que vous planifiez occuper le sous-sol, un test de radon pourra vous indiquer si le niveau au sous-sol est élevé. Vous pourrez également planifier à l'avance des mesures de réduction du radon et épargner ainsi de l'argent. En effet, les mesures de réduction du radon sont plus faciles à appliquer si le sous-sol n'est pas fini.

Si vous faites des rénovations importantes, cela peut avoir un impact sur le niveau de radon dans la maison. Vous devriez donc refaire un test de radon après les travaux majeurs afin de vous assurer que les concentrations n'ont pas augmenté.



VILLE DE MONT-SAINT-HILAIRE

LE RADON DOMICILIAIRE
ET VOTRE SANTÉ

Février 2003

LE RADON DOMICILIAIRE ET VOTRE SANTÉ

1. QU'EST-CE QUE LE RADON ?

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle. Il est inodore et incolore. Il provient de la dégradation de l'uranium présent naturellement dans le sol. Ce gaz passe facilement du sol et des roches vers l'air.

À l'extérieur des maisons, le radon est dispersé et dilué à des concentrations très faibles. Cependant, le radon peut s'infiltrer par les sous-sols à travers les planchers en terre battue de la cave, les fissures du plancher ou des murs en béton, les égouts, les puisards ou les joints. Par la suite, le radon peut être retenu dans la maison et s'accumuler à l'intérieur de celle-ci.

2. POURQUOI PARLE-T-ON DU RADON ?

Des études faites chez les travailleurs des mines ont clairement démontré que le radon peut causer le cancer du poumon. Ces études ont été faites chez des travailleurs qui respiraient de très grandes quantités de radon sur une longue période. Selon les experts, le radon pourrait quand même causer des cancers du poumon aux niveaux plus faibles que l'on mesure dans les habitations.

Certains organismes de santé ont fait des recommandations sur les concentrations de radon acceptables dans les maisons ou résidences. Ces recommandations varient beaucoup d'un pays à l'autre.

Le radon ne cause pas d'autres problèmes de santé. Il ne cause pas d'allergies, d'asthme, de troubles respiratoires, de malformations congénitales ou d'autres cancers. Le radon n'est pas inflammable, ni explosif.

Chose certaine, le risque de cancer du poumon relié au radon est beaucoup plus important si les personnes exposées font aussi usage du tabac. Cessez de fumer est la meilleure façon de réduire le risque de cancer du poumon même si votre maison contient beaucoup de radon.

3. POURQUOI FAIRE UN TEST DE DÉPISTAGE DU RADON DANS MON HABITATION ?

L'uranium est présent dans la plupart des sols. On retrouve donc du radon partout dans l'environnement. À certains endroits où le sol est très perméable ou plus riche en uranium, la quantité de radon libérée peut être plus importante.

Des études récentes indiquent que les maisons de certains secteurs autour du mont Saint-Hilaire contiennent de plus grandes quantités de radon. Dans certains cas, la concentration de radon pourrait justifier des interventions visant à la faire diminuer.

Un test de dépistage peut vous indiquer la situation dans votre demeure. Faire mesurer le radon est la seule façon de savoir si votre maison en contient beaucoup. S'il y a beaucoup de radon, vous pourrez prendre les actions nécessaires.

La quantité présente dans une maison dépend du sol sur lequel elle est construite, mais aussi de certains facteurs propres à la maison, soit la qualité de la construction, la ventilation, etc... La maison voisine peut donc avoir un niveau de radon fort différent de la vôtre.

4. COMMENT MESURE-T-ON LE RADON ?

Un détecteur de radon sert à mesurer ce gaz. Ce petit appareil mesure environ 10 cm de diamètre et ne demande pas de source de courant. L'appareil doit demeurer sur place environ un mois avant d'être retiré et analysé dans un laboratoire. On recommande d'installer l'appareil dans la partie habitée située au niveau le plus bas de la maison (au sous-sol s'il est habité, sinon au rez-de-chaussée). On ne doit pas placer l'appareil dans des endroits fermés comme les armoires et placards, ni dans des endroits inoccupés. La résidence où se fait la mesure doit être occupée de façon normale durant la durée du test pour fournir un résultat fiable. Si vous êtes à l'extérieur pour des vacances ou si la résidence est inoccupée, le résultat obtenu pourrait donner une évaluation erronée de la quantité réelle de radon.

5. QUE PROPOSE LA VILLE DE MONT-SAINT-HILAIRE ?

La Ville organise pour ses citoyens un programme de dépistage volontaire. Une partie du coût du test de dépistage est assumé par la Ville et l'autre partie par le citoyen qui demande le test. Le programme cible uniquement les résidences de certains secteurs de la ville jugés plus favorable à des niveaux élevés de radon. Selon les résultats et la participation, le programme pourrait s'étendre à d'autres secteurs.

Le programme est confidentiel. La Ville de Mont-Saint-Hilaire et ses partenaires n'auront pas accès à votre résultat. Seul des données anonymes par secteur leur seront accessibles. Les noms des participants seront également gardés de façon confidentielle.

L'inscription au programme doit se faire rapidement car les places sont limitées. Les tests seront effectués à partir de la mi-février 2003. Vous devez compléter le formulaire d'inscription et le retourner à la Ville de Mont-Saint-Hilaire. Vous devez répondre à toutes les questions et fournir les informations demandées. Après avoir fait parvenir votre formulaire, vous recevrez une lettre confirmant votre inscription au programme (ou votre inscription sur la liste d'attente, si la demande

est trop élevée). Vous recevrez ensuite un appel du laboratoire pour planifier l'installation de l'appareil de mesure. Un mois plus tard, l'appareil sera retiré et analysé. Vous recevrez votre résultat et l'information pertinente, par la poste quelques semaines plus tard.

6. QUELS SONT LES PRINCIPAUX AVANTAGES DU PROGRAMME OFFERT PAR LA VILLE DE MONT-SAINT-HILAIRE ?

- Le dépistage sera fait en respectant les recommandations d'experts canadiens.
- Le laboratoire désigné par la Ville bénéficie d'une grande expérience dans la mesure du radon en milieu résidentiel.
- Le coût est raisonnable.
- Les intervenants impliqués sont crédibles et n'ont pas d'intérêts commerciaux.
- Le dépistage est anonyme.
- Les résumés des résultats par secteur seront utiles pour orienter les interventions futures et bénéficieront donc à la collectivité (tout en préservant la confidentialité des résultats individuels).

7. QU'EST-CE QUE LE PROGRAMME DE LA VILLE NE COUVRE PAS ?

Le programme de la Ville ne couvre pas le coût des estimations, ni les coûts des travaux de correction si ceux-ci s'avèrent nécessaires, ni les tests à effectuer après les travaux pour en vérifier l'efficacité. Il ne couvre pas les frais liés à d'autres analyses ou investigations que le demandeur pourrait juger nécessaires dans sa résidence. Un seul test est effectué par adresse civique, sauf s'il y a changement de propriétaire. Le programme ne s'adresse pas aux commerces et aux entreprises.

8. COMMENT PEUT-ON ABAISSER LES TENEURS EN RADON ?

Les méthodes de réduction varient énormément en complexité, en efficacité et en coûts de réalisation. Cependant, il existe des mesures efficaces et relativement simples qui permettent de diminuer les infiltrations de radon. Au besoin, vous pouvez communiquer avec :

*La Société d'habitation du Québec
1054, rue Louis-Alexandre-Taschereau
Aile Saint-Amable, 3^e étage
Québec (Québec) G1R 5E7*

*Téléphone : (418) 643-7676
Télécopieur : (418) 643-4560
Ligne sans frais (partout au Québec) : 1-800-463-4315*

Adresse internet : <http://www.shq.gouv.qc.ca>

La réalisation de certaines mesures de réduction nécessite cependant d'être un bon bricoleur ou de faire appel à un entrepreneur compétent.

Pour plus d'information sur le radon et pour des conseils sur les façons de réduire les concentrations de radon, vous pouvez consulter le document intitulé « *Le radon - Guide à l'usage des propriétaires canadiens* » publié par la Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL). Vous y trouverez également des conseils sur la façon de négocier un devis et d'évaluer les soumissions des entrepreneurs.

Vous pouvez consulter ce guide au bureau de la municipalité, du CLSC, ou en obtenir une copie en vous adressant à la SCHL. Le document est également disponible gratuitement sur le site internet de la SCHL :

Société canadienne d'hypothèques et de logement

1100, boul. René-Lévesque Ouest, 1^{er} étage

Montréal (Québec) H3B 5J7

Téléphone : (514) 283-2222 ou (514) 283-4464

Télécopieur : (514) 283-0860

Adresse internet : <http://cmhc-schl.gc.ca>

