

**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES
POUR LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LA DISPERSION
DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE
SILICE CRISTALLINE**

**Projet d'exploitation minière Dumont
(Launay, Québec)**

309

DA16

Projet d'exploitation du gisement de nickel
Dumont à Launay

6211-08-013

Présentée à



**Monsieur Pierre-Philippe Dupont
Directeur du développement durable
Royal Nickel Corporation
42, rue Trudel
Amos (Québec) J9T 4N1**

Mai 2014

N/Réf. : RA13-112-4

**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES
POUR LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LA DISPERSION
DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE
SILICE CRISTALLINE**

**Projet d'exploitation minière Dumont
(Launay, Québec)**

Document présenté à

ROYAL NICKEL CORPORATION

Préparé par :



Marie-Odile Fouchécourt, Ph. D., Toxicologue
Directrice de projets – Analyse de risques

Vérifié et approuvé par :



Agnès Renoux, Ph. D.
Directrice – Analyse de risques

SANEXEN
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.

Mai 2014

N/Réf. : RA13-112-4

RÉSUMÉ

Le projet à l'étude (projet Dumont) vise l'exploitation d'un gisement de nickel projetée par Royal Nickel Corporation (RNC). La mine projetée par RNC est située en Abitibi-Témiscamingue, dans un secteur rural, à environ 25 km à l'ouest de la ville d'Amos. Les municipalités les plus proches sont Launay et Trécesson (secteur Villemontel). Le projet Dumont inclut notamment une fosse à ciel ouvert, des installations connexes ainsi que des aires d'accumulation de résidus (parc à résidus et haldes à stériles). L'exploitation du gisement est prévue pour une période de 34 ans.

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation du projet Dumont, RNC a présenté une étude d'impact sur l'environnement et le milieu social (ÉIEMS) au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP)¹ et à l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACÉE) en novembre 2012. Cette ÉIEMS a été réalisée par la firme GENIVAR inc. (maintenant dénommée WSP).

Étant donné la présence de silice cristalline dans le gisement, l'hypothèse selon laquelle l'exploitation de la mine Dumont pourrait entraîner l'exposition potentielle des résidents du voisinage à des poussières contenant de la silice cristalline dispersées dans l'air ambiant a été soulevée. Afin de répondre à cette préoccupation de santé publique, RNC a mandaté Sanexen Services Environnementaux inc. (Sanexen) pour réaliser une évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la dispersion atmosphérique des émissions de silice cristalline du projet Dumont.

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques pour la santé de la population riveraine du projet Dumont posés par les concentrations de silice cristalline appréhendées dans l'air ambiant suite à la dispersion atmosphérique des émissions de l'exploitation projetée par RNC.

La silice cristalline peut provoquer diverses maladies, incluant la silicose, des maladies respiratoires chroniques, rénales ou du système immunitaire, et le cancer du poumon. Ces maladies ont été documentées en milieu professionnel, chez des travailleurs exposés à des poussières contenant de la silice cristalline. Sur la base des données actuellement disponibles, la silicose serait un des effets les plus sensibles de l'exposition à la silice. La silicose est aussi le seul effet suffisamment documenté pour développer un estimateur de risque. Les risques pour la santé estimés dans la présente étude se limitent donc à cet effet. Les données toxicologiques disponibles n'ayant pas permis d'identifier une valeur de référence toxicologique adéquate pour estimer le risque posé par une exposition de longue durée (34 ans), un estimateur de risque *ad hoc* a été dérivé des données épidémiologiques conduisant à une valeur plus prudente. Le risque de silicose dans la population a été estimé à partir de cette valeur.

¹ Depuis le 23 avril 2014, l'appellation du MDDEFP a été modifiée pour le MDDELCC

Les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, fournis par WSP, ont servi de base à l'analyse pour connaître les concentrations auxquelles les résidents seraient exposés. Cette modélisation a été réalisée à partir d'une combinaison d'hypothèses prudentes afin d'identifier les concentrations maximales pouvant survenir pendant toute la durée de vie du projet. Ces concentrations maximales sont donc vraisemblablement surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées durant le projet d'exploitation minière.

Les risques ont été estimés par modélisation à partir des concentrations de silice cristalline dans l'air appréhendées durant le projet, puis évalués en suivant les lignes directrices de l'Institut national de la Santé publique (INSPQ), lesquelles recommandent l'utilisation d'hypothèses prudentes tout au long de l'analyse et fournissent des critères d'acceptabilité permettant d'évaluer le risque.

Les risques pour la santé posés par l'émission potentielle de silice cristalline par le projet Dumont ont été estimés pour le récepteur le plus exposé parmi les récepteurs représentatifs des résidences les plus proches du projet (noyaux urbains de Launay et Villemontel, et résidences situées le long de la route 111 entre ces deux noyaux urbains). L'objectif de l'étude étant de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes telles que décrites précédemment ont été retenues à chaque étape, ce qui a entraîné une surestimation du risque. Par exemple, le risque a été estimé à partir des concentrations de silice cristalline dans les particules totales, alors que seulement les particules les plus fines (dites respirables) peuvent pénétrer dans les poumons et présenter un risque pour la santé. Par ailleurs, les concentrations dans l'air utilisées pour représenter le niveau d'exposition moyen durant les 34 années du projet (et estimer le risque) sont basées sur les concentrations annuelles estimées pour les deux années (année 8 et année 10) identifiées comme celles ayant l'impact le plus important sur la qualité de l'air au niveau des secteurs habités. De plus, les risques ont été estimés en supposant que l'individu récepteur pourrait être exposé en permanence (24 heures sur 24, 365 jours par année) durant les 34 années du projet.

Les résultats ont indiqué que les concentrations totales de silice cristalline appréhendées dans l'air ambiant durant toute la durée du projet étaient 10 fois plus faibles que le niveau de silice cristalline respirable associé à des effets sur la santé chez l'humain. Sur la base de ces résultats obtenus en se basant sur des hypothèses prudentes à toutes les étapes de l'analyse, nous sommes d'avis que le risque de silicose posé par les émissions potentielles de silice cristalline respirable par le projet Dumont dans l'air ambiant est négligeable pour la population riveraine du projet et des secteurs plus éloignés.

Cette conclusion est valide dans la mesure où les concentrations réelles de silice cristalline respirable restent en deçà des concentrations utilisées pour estimer les risques. Toutes les hypothèses choisies suggèrent que tel sera le cas.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
RÉSUMÉ	I
LISTE DES ANNEXES	IV
LISTE DES TABLEAUX	V
LISTE DES FIGURES	V
LISTE DES ABRÉVIATIONS	VI
1. INTRODUCTION	1
1.1 MISE EN CONTEXTE	1
1.2 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE.....	3
1.3 DÉMARCHE GÉNÉRALE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES	3
1.4 LIMITES D'INTERPRÉTATION DE L'ÉTUDE	6
2. IDENTIFICATION DU DANGER	7
2.1 DESCRIPTION DU SITE ET DU PROJET.....	7
2.2 ZONE D'ÉTUDE	8
3. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE	12
3.1 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET UTILISATION DE LA SILICE	12
3.2 EFFETS DE LA SILICE CRISTALLINE RESPIRABLE SUR LA SANTÉ	12
3.2.1 <i>Définition de la silice cristalline respirable</i>	13
3.2.2 <i>Aperçu des études disponibles</i>	13
3.2.3 <i>Mécanisme d'action toxique de la silice cristalline respirable</i>	14
3.2.4 <i>Silicose et autres maladies respiratoires</i>	15
3.2.5 <i>Cancer</i>	16
3.2.6 <i>Autres effets</i>	17
3.3 IDENTIFICATION DE L'EFFET CRITIQUE	18
3.4 FACTEURS DE RISQUE	19
3.5 ESTIMATEURS DE RISQUE	20
3.5.1 <i>VTR proposée par Cal/EPA (2005)</i>	20
3.5.2 <i>Évaluation critique de la VTR disponible</i>	22
3.5.3 <i>Dérivation de l'estimateur de risque ad hoc</i>	23
4. ESTIMATION DE L'EXPOSITION	25
4.1 ESTIMATION DE L'EXPOSITION BRUIT DE FOND.....	25
4.2 ESTIMATION DE L'EXPOSITION ADDITIONNELLE	26
4.2.1 <i>Approche utilisée</i>	26
4.2.2 <i>Caractérisation des récepteurs</i>	26
4.2.3 <i>Résumé de la modélisation de la dispersion atmosphérique</i>	29
4.2.4 <i>Scénarios et voies d'exposition des récepteurs</i>	30
4.3 NIVEAUX D'EXPOSITION ADDITIONNELLE UTILISÉS.....	31
5. ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES	34
5.1 ESTIMATION DU RISQUE	34
5.1.1 <i>Approche basée sur l'estimateur de risque ad hoc (marge d'exposition)</i>	34
5.1.2 <i>Approche basée sur la VTR (indice de risque)</i>	35
5.2 ANALYSE DE L'INCERTITUDE.....	35
5.2.1 <i>Identification du danger</i>	35
5.2.2 <i>Caractérisation toxicologique</i>	36
5.2.3 <i>Caractérisation de l'exposition</i>	38

5.3	ÉVALUATION DU RISQUE	41
5.3.1	Évaluation du risque basée sur la marge d'exposition	41
5.3.2	Évaluation du risque basée sur l'indice de risque	41
6.	CONCLUSION	42
7.	RÉFÉRENCES	43

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A : Caractérisation toxicologique de la silice cristalline – Information complémentaire

ANNEXE B : Concentrations estimées dans l'air ambiant par modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP)

ANNEXE C : Lettre concernant le degré de prudence (conservatisme) de la modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP)

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
Tableau 1. Paramètres d'exposition des différentes classes d'âge dans le contexte résidentiel du projet Dumont	31
Tableau 2. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) moyennes annuelles de silice cristalline dans les PMT estimées au niveau du récepteur le plus exposé	32
Tableau 3. Estimation du niveau d'exposition moyen sur la durée de vie du projet.....	32

LISTE DES FIGURES

	PAGE
Figure 1. Localisation du projet minier Dumont et localisation prévue de ses infrastructures.....	2
Figure 2. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation	5
Figure 3. Zone d'étude du projet Dumont pour l'évaluation des risques toxicologiques	11
Figure 4. Localisation des récepteurs	28

LISTE DES ABRÉVIATIONS

µg	Microgramme (1 µg = 0,000001 g)
µm	Micromètre (1 µm = 0,0001 mm)
ACGIH	<i>American Conference of Governmental Industrial Hygienists</i> (États-Unis)
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
BMC	Concentration Benchmark
BMCL	Limite inférieure de l'intervalle confiance à 95% de la BMC
Cal/EPA	<i>California Environmental Protection Agency</i>
ÉIEMS	Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
INSPQ	Institut national de Santé publique du Québec
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i> (base de données)
km	Kilomètre
LOAEL	Plus faible dose (ou concentration) ayant conduit à l'observation d'effets néfastes (<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>)
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs ¹
mg	Milligramme (1 mg = 0,001 g)
MPOC	Maladies respiratoires obstructives chroniques
MRC	Municipalité régionale de comté
MRN	Ministère des Ressources naturelles
Mt	mégatonne (1 million de tonnes)
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i> (États-Unis)
NTP	<i>National Toxicology Program</i>
OMS	Organisation mondiale de la santé
PM _{2,5}	Particules fines
PMT	Particules en suspension totales
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
REL	<i>Risk Exposure Level</i> (Cal/EPA)
RNC	Royal Nickel Corporation
SiO ₂	Silice (dioxyde de silicium)
SMR	Taux de mortalité standardisé

¹ Depuis le 23 avril 2014, la nouvelle appellation est le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)

U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VTR	Valeur toxicologique de référence
WSP	WSP Canada inc. (nouvelle dénomination de la firme GENIVAR)

1. INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Le projet minier Dumont vise l'exploitation d'un gisement de nickel par Royal Nickel Corporation (RNC), sur une durée d'environ 34 ans. La mine projetée par RNC est située en Abitibi-Témiscamingue, dans un secteur rural, à environ 25 km à l'ouest de la ville d'Amos (figure 1)¹. Les municipalités les plus proches sont Launay et Trécesson (secteur Villemontel).

L'empreinte au sol du projet Dumont sera de 47 km². Le projet inclut notamment une fosse à ciel ouvert d'environ 4,9 km de longueur par 1,4 km de largeur pour l'exploitation du gisement, les installations connexes nécessaires ainsi que des aires d'accumulation de résidus (parc à résidus et haldes à stériles). L'exploitation de 1,18 milliard de tonnes de minerai (4,63 millions de tonnes (Mt) de concentré) est prévue (RNC, 2013).

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation du projet Dumont, RNC a mandaté GENIVAR inc. (GENIVAR, maintenant dénommée WSP)² pour réaliser l'étude d'impact sur l'environnement et le milieu social (ÉIEMS) devant être présentée au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP)³, conformément à la directive émise le 23 janvier 2012. Cette ÉIEMS a été présentée au MDDEFP et à l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACÉE) en novembre 2012 (GENIVAR, 2012). RNC a également mandaté la firme WSP (GENIVAR) pour effectuer la modélisation de la dispersion atmosphérique et comparer les résultats aux critères du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA).

L'exploitation de nickel à la mine Dumont va générer l'émission de poussières et de gaz dans l'air ambiant du fait d'opérations telles que le routage, le sautage et l'utilisation d'équipements à moteur ainsi que du fait de l'érosion éolienne. La dispersion atmosphérique de ces substances pourrait entraîner l'exposition des résidents du voisinage à des particules aéroportées et à la silice cristalline qu'elles contiennent. Afin de pouvoir répondre aux éventuelles préoccupations des citoyens, RNC aimerait donc connaître les risques pour la santé de la population posés par une exposition à la silice cristalline. Dans ce contexte, Sanexen Services Environnementaux inc. (Sanexen) a été mandatée par RNC pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques pour la santé de la population riveraine du projet posés par la dispersion atmosphérique des émissions de silice cristalline.

1 Source : WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume 14 janvier 2014)

2. Dans le reste du document, WSP a été utilisé pour référer, sans distinction, aux travaux réalisés par GENIVAR et WSP. Toutefois, les références bibliographiques sont citées selon l'en-tête des documents (GENIVAR ou WSP).

3 Depuis le 23 avril 2014, la nouvelle appellation est le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)



Source : WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 14 janvier 2014)

Figure 1. Localisation du projet minier Dumont et localisation prévue de ses infrastructures

1.2 Objectifs de l'étude

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques pour la santé posés par les émissions atmosphériques de silice cristalline de l'exploitation projetée par RNC. Pour ce faire, les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, réalisée par WSP, ont servi de base à l'analyse.

1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques

L'évaluation des risques toxicologiques pour la santé a été réalisée en se conformant aux *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* publiées en 2012 par l'Institut national de Santé publique du Québec (INSPQ, 2012). Les risques toxicologiques pour la santé de la population riveraine ont été estimés par modélisation à partir des concentrations estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine par WSP, puis évalués selon les critères d'acceptabilité de l'INSPQ.

La démarche générale d'une évaluation des risques par modélisation consiste essentiellement à mettre en relation les données toxicologiques sur les substances en cause avec les niveaux d'exposition potentiels estimés pour un récepteur (ex. : résident), selon les conditions d'exposition propres à la zone d'étude. Cette approche peut être décrite en quatre principales étapes (figure 2) :

- a) *L'identification du danger* consiste à identifier les substances potentiellement présentes et pouvant poser un risque pour la santé (sélection des substances d'intérêt);
- b) *La caractérisation toxicologique* de chaque substance consiste à identifier les effets possibles sur la santé et les niveaux jugés sécuritaires disponibles, c'est-à-dire les niveaux assurant l'absence d'effets pour la santé humaine et permettant d'estimer le risque. Lorsque ces estimateurs de risque ont été dérivés par des agences de santé reconnues, ils sont appelés valeurs toxicologiques de référence (VTR));
- c) *La caractérisation de l'exposition* consiste à estimer, par modélisation, les niveaux d'exposition de l'organisme récepteur (humain) à partir des concentrations estimées dans les milieux environnementaux d'intérêt et des conditions d'exposition à ces différents milieux (scénario d'exposition);
- d) *L'estimation et l'évaluation des risques* consistent, respectivement, à comparer les niveaux d'exposition obtenus avec les valeurs toxicologiques (calcul des indices de risque) et à comparer les risques ainsi estimés avec les niveaux de risque pour la santé jugés négligeables par l'INSPQ, en tenant compte des incertitudes reliées aux différents intrants de la modélisation. L'INSPQ (2012) juge que le risque est négligeable lorsque le

risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas par million de personnes exposées durant toute leur vie ($\leq 1 \times 10^{-6}$), et en l'absence de risque d'autres effets.

Lorsqu'aucune VTR appropriée n'est disponible, le risque peut être estimé et évalué selon une approche alternative, dite approche de la « marge d'exposition ». Cette approche, couramment utilisée par Santé Canada pour évaluer le risque posé par des substances présentes dans l'environnement, est basée sur la comparaison du niveau d'exposition estimé (étape (c)) avec le niveau d'effet dit critique, c'est-à-dire le plus faible niveau d'exposition auquel des effets ont été documentés. Le risque est alors évalué en fonction de la valeur de la marge d'exposition obtenue et des incertitudes (équivalent de l'étape (d) indiquée ci-avant).

Les deux approches (calcul d'un indice de risque et calcul d'une marge d'exposition) ont été utilisées dans la présente étude pour estimer et évaluer le risque posé par les émissions de silice cristalline par le projet Dumont.

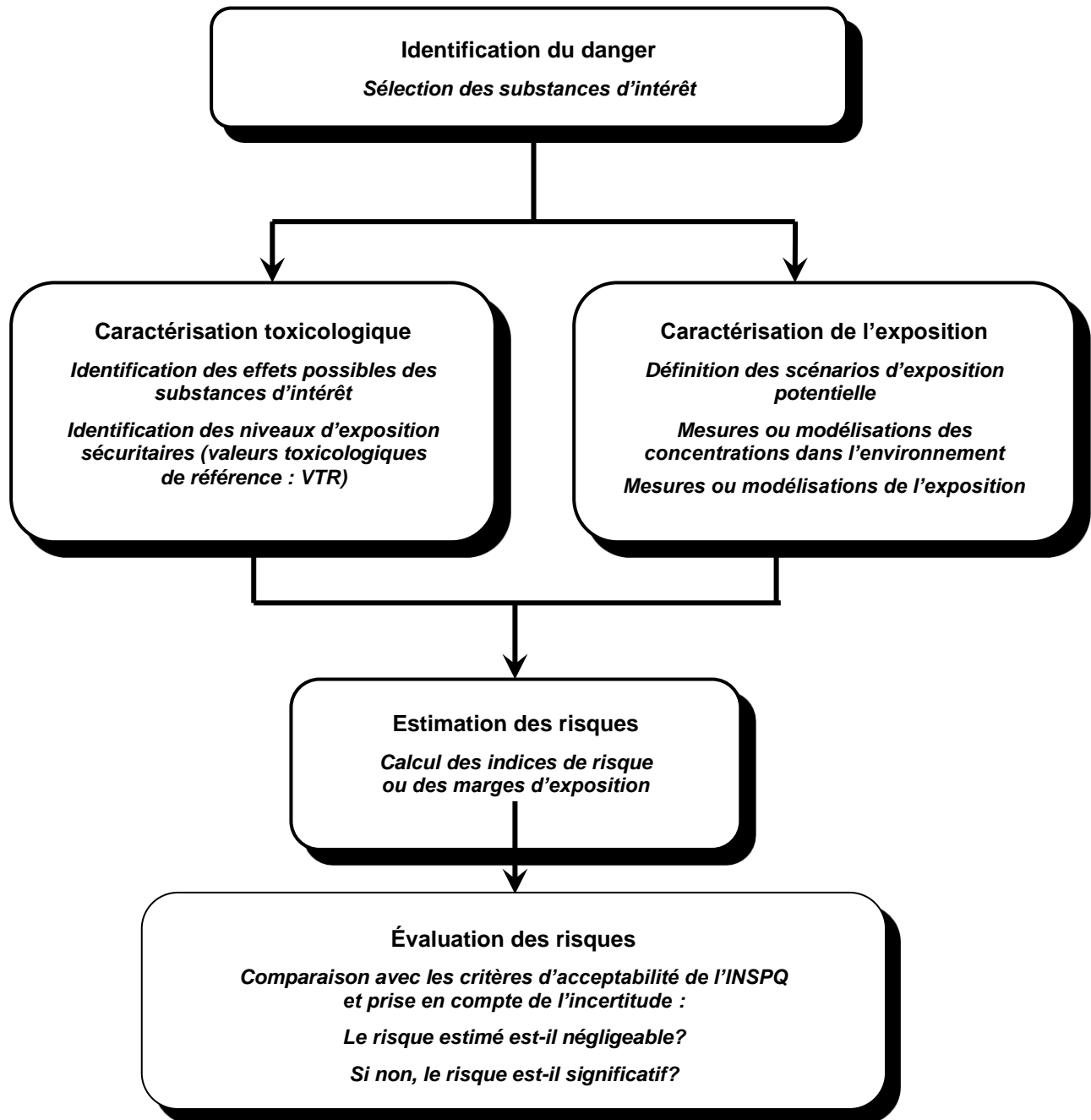


Figure 2. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation

1.4 Limites d'interprétation de l'étude

La présente étude est une évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la présence potentielle dans l'air de particules contenant de la silice cristalline émises par les futures activités de la mine Dumont; elle concerne les risques pour la santé estimés et évalués pour la population riveraine de ce projet minier. Les concentrations dans l'air ambiant aux alentours de la future mine ont été estimées par la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions projetées. Cette modélisation a été réalisée par WSP, conformément à la procédure recommandée par le MDDEFP dans le cadre de l'étude d'impact. Elle visait à estimer les concentrations potentielles maximales pouvant survenir pendant la durée de vie du projet. Il est donc attendu que ces concentrations soient surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées. Les résultats de la présente étude doivent donc être interprétés en conséquence.

Dans le cadre de la présente étude, il n'était donc pas possible de connaître les concentrations dans l'air auxquelles va être réellement exposée la population riveraine tout au long du projet. Les risques ont donc été estimés à partir des concentrations surestimées fournies par WSP et en utilisant les hypothèses prudentes recommandées par l'INSPQ pour estimer l'exposition des individus. Cette approche constitue un degré supplémentaire de prudence.

La présente étude correspond à une analyse déterministe et les conclusions sont valides dans la mesure où les hypothèses retenues sont représentatives de la réalité des conditions à venir ou conduisent à une surestimation des concentrations de silice cristalline respirable dans l'air ambiant. Toutes les hypothèses choisies suggèrent que tel sera le cas.

2. IDENTIFICATION DU DANGER

2.1 Description du site et du projet

Les informations figurant à la présente section et décrivant le projet d'exploitation minière Dumont sont tirées de l'*Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social* (GENIVAR, 2012), du *Rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique* (GENIVAR 2013) et d'information fournie par RNC¹.

Le projet de mine Dumont est situé dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue (MRC d'Abitibi), à environ 25 km à l'ouest de la ville d'Amos et 60 km au nord-est de Rouyn-Noranda. Les installations projetées seront localisées sur le territoire des municipalités de canton de Launay, de Berry (au nord-est) et de Trécesson (au sud-est). Le site se trouve à proximité de la route provinciale 111 et est traversé par une voie ferrée appartenant au Canadien National (figure 1).

Le gisement est situé dans la province géologique du Supérieur, qui constitue la partie centrale du Bouclier canadien et est reconnue mondialement pour ses nombreux gisements de métaux (argent, cuivre, nickel, or, zinc) (MRN, 2013). L'empreinte au sol du projet Dumont est de 47 km². Le gisement renfermerait au moins 1 665,6 Mt de ressources nickélifères mesurées et 499,8 Mt de ressources présumées, à une teneur moyenne de 0,27% et 0,26%, respectivement.

Le projet comporte notamment un secteur d'exploitation (fosse à ciel ouvert), des installations pour le traitement du minerai, des aires d'accumulation, des haldes à stériles et un parc à résidus; ces composantes sont décrites sommairement ci-dessous et sont illustrées à la figure 1.

L'exploitation proposée de ce gisement implique une fosse à ciel ouvert dont les dimensions, à terme, seront d'environ 4,9 km de longueur par 1,4 km de largeur, pour une profondeur maximale de 560 mètres. La fosse sera située au nord de la route 111. Le complexe minier sera construit au nord-ouest de la fosse et comprendra un concasseur, un système de convoyeurs fermés et un concentrateur. Une fois en opération, la mine Dumont sera la quatrième plus grande exploitation de sulfure de nickel au monde (RNC, 2013) et permettra le traitement de 52 500 tonnes de minerai par jour, quantité qui sera augmentée à 105 000 tonnes par jour à partir de l'an 5 du projet. Il est estimé qu'un total de 4,635 Mt de concentré sera généré pendant les 34 années de durée de vie du projet.

¹ Communication personnelle de M. Pierre-Philippe Dupont, 17 janvier 2014 et rapport technique présenté sur le site du projet (RNC, 2013)

Différentes aires d'accumulation de matériaux seront aménagées à proximité des infrastructures :

- Les matériaux meubles (argiles, matériaux granulaires, stériles) qui recouvrent le gisement et qui seront retirés dans les premières années d'exploitation de la mine seront entreposés dans deux haldes qui seront situées du côté est de la fosse ou dans des haldes temporaires qui seront aménagées à l'ouest et au nord-ouest de la fosse. Les matériaux accumulés dans ces haldes temporaires seront réutilisés pour les travaux de restauration (argiles) et pour la construction d'infrastructures (ex. : matériaux granulaires et stériles utilisés pour les digues du parc à résidus et les digues de sécurité);
- Les roches stériles extraites seront utilisées pour divers usages (ex. : construction de routes, chemins temporaires et digues du parc à résidus, production de granulats pour le béton, resurfaçage de chemins). L'excédent sera entreposé dans la halde de stériles principale et dans la halde mixte stériles/dépôts meubles. Une portion des stériles générés sera déposée dans la fosse;
- Le minerai de basse teneur sera entreposé temporairement dans deux haldes situées au nord de la fosse. Ce minerai servira à alimenter le concentrateur lorsque l'extraction du minerai à partir de la fosse sera complétée. Au terme de l'exploitation de la mine, ces haldes auront été complètement épuisées;
- Les résidus générés par le traitement du minerai seront d'abord accumulés dans un parc à résidus, à l'ouest de la fosse. Au terme de l'extraction du minerai, des résidus seront aussi déposés dans la partie profonde de la fosse.

À la fin de l'exploitation de la mine, les bâtiments et infrastructures de surface seront démantelés et le site sera restauré et sécurisé.

2.2 Zone d'étude

Pour les fins de l'évaluation des risques toxicologiques, la zone d'étude correspond à la zone riveraine du projet qui a fait l'objet d'une modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques. Les limites de la zone d'étude sont indiquées à la figure 3; cette zone correspond au domaine de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR 2013), en excluant le secteur ceinturé par les limites d'application du RAA¹. Cette zone inclut notamment les résidences les plus proches des infrastructures du projet minier. L'information pertinente concernant la zone d'étude est résumée ci-dessous; davantage de détails sont disponibles dans l'étude d'impact (GENIVAR, 2012) et dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2013).

¹ Règlement pour l'assainissement de l'atmosphère

La zone riveraine s'étend de part et d'autre des installations et occupe une superficie d'environ 14,5 km par 10,75 km. L'essentiel de la zone d'étude est constituée de milieux naturels tels que forêt ou plan d'eau, incluant des terres du domaine public. Environ 20 % de la superficie correspond à la zone agricole protégée.

Le site du projet d'exploitation minière est bordé au sud par la route provinciale 111 reliant l'agglomération de Launay (au sud-ouest des installations) et le secteur Villemontel de la municipalité de Trécesson (au sud-est). Deux écoles et une trentaine d'habitations se situent le long de cette route, dont une quinzaine de résidences sur le tronçon marquant la limite de la propriété de RNC (figure 3)¹. La distance entre ces récepteurs et la fosse de la mine varie de 750 m à 6 km, approximativement.

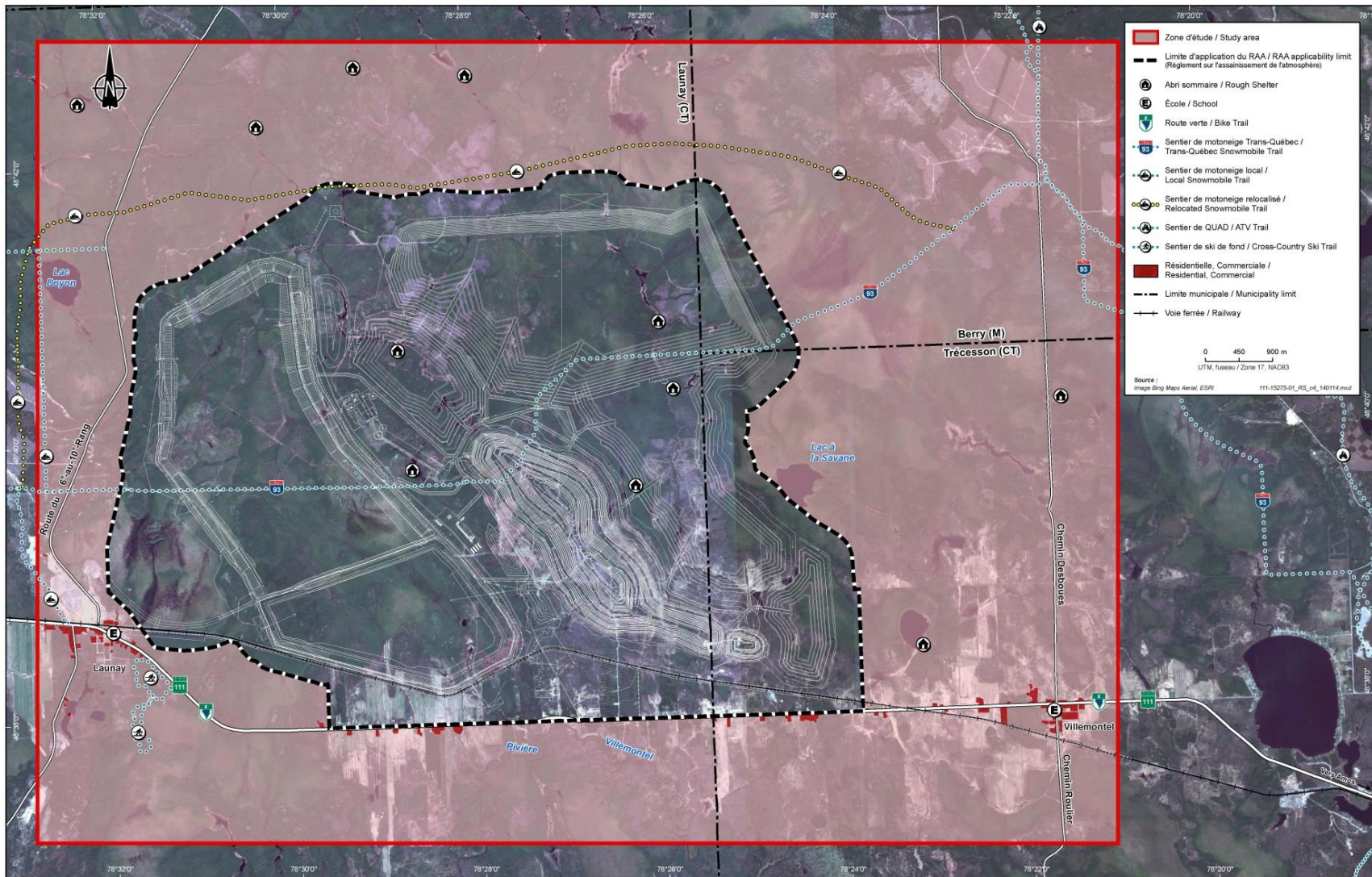
Au total, 156 résidences (principalement unifamiliales) ont été dénombrées dans la zone d'étude (85 à Launay et 71 à Villemontel) et environ 70 emplacements supplémentaires seraient disponibles pour le développement futur (une cinquantaine à Launay et une vingtaine à Trécesson). Outre les résidences et les écoles, les noyaux urbains présents dans la zone d'étude comprennent également des installations d'usage publique (bureau municipal, église, cimetière, centre communautaire) et un point de service du Centre de santé et de services sociaux (CSSS) Les Eskers de l'Abitibi.

Les activités pratiquées à même la propriété Dumont ou à proximité incluent (selon GENIVAR, 2012) :

- Dans la zone d'étude, la presque totalité du territoire situé au nord de la route 111 correspond à des terres publiques soumises à l'activité forestière;
- La production agricole, essentiellement concentrée à l'ouest de la zone d'étude, à Launay (6 producteurs dont 3 de bovins). Certaines terres de la zone agricole protégée sont utilisées pour la culture fourragère et le pâturage mais, de façon générale, l'activité agricole est peu marquée;
- La quasi-totalité du territoire de la zone d'étude est couverte par des concessions d'exploration (claims miniers) : la plupart sont détenus par RNC et correspondent au territoire du projet Dumont, mais 19 autres détenteurs de concessions d'exploration ont été recensés. De plus, trois gravières sont présentes dans la zone d'étude, ainsi qu'une sablière (privée);
- Plusieurs camps de chasses sont présents sur le territoire public ainsi que sur des terres privées, témoignant de la pratique de cette activité. Cinq terrains de piégeages enregistrés sont également présents dans la zone d'étude. La pêche est peu pratiquée dans cette zone même si quelques adeptes fréquentent à l'occasion la rivière Villemontel et les étangs de castors parsemés le long de ses tributaires;

1 Fournie par WSP

- Activités récréatives : on recense dans la zone d'étude une piste cyclable (qui fait partie du réseau de la Route Verte), un parc à jeux d'eau, des sentiers de ski de fond, un sentier de motoneige faisant partie du Réseau Trans-Québec et un sentier de véhicules tout-terrain. La municipalité de Launay projette également l'aménagement d'un sentier pédestre et la conversion d'un terrain de baseball en terrain de volleyball ou de soccer. Enfin, la Fédération québécoise du canot et du kayak désigne la rivière Villemontel comme parcours canotable.



Source : WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 14 janvier 2014)

Figure 3. Zone d'étude du projet Dumont pour l'évaluation des risques toxicologiques

3. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE

La caractérisation toxicologique comporte deux objectifs distincts :

- Identifier les effets possibles de l'exposition à une substance toxique sur la santé;
- Déterminer les valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui permettront d'estimer quantitativement le risque pour une exposition donnée.

Ces aspects sont traités dans les sous-sections suivantes, lesquelles sont précédées d'une présentation sommaire des caractéristiques physiques de la silice.

3.1 Caractéristiques physiques et utilisation de la silice

La silice correspond au dioxyde de silicium (SiO_2). Elle peut se présenter sous formes cristalline ou amorphe (NTP, 2011; Environnement Canada et Santé Canada, 2013).

- La silice cristalline correspond à des cristaux tétraédriques qui peuvent varier dans leur orientation (polymorphisme). La silice est surtout présente dans les roches ignées, sédimentaires et métamorphiques (ex. : granite, grès, calcaire). L'alpha-quartz (communément appelé quartz ou silice cristalline, numéro CAS¹ : 14808-60-7) est la forme la plus souvent rencontrée dans la nature. La cristobalite et la tridymite sont deux formes également présentes de façon naturelle, notamment dans les roches volcaniques. La silice cristalline est un des principaux composants du sable.
- La silice amorphe, que l'on trouve dans la terre diatomacée, peut être convertie en une forme cristalline, la cristobalite, par calcination (chauffage à 1 000 °C et plus).

La silice est utilisée dans la fabrication de nombreux produits de consommation ou à usage industriel (ex. : dentifrice, verre, abrasifs, céramique, email, décapage et meulage, moules à fusion, emballages résistants, briques réfractaires, caoutchouc), dans différents procédés industriels (ex. : raffinage de produits pétroliers, fracturation hydraulique, traitement de l'eau) et dans des activités liées à la construction (ex. : construction routière, abrasifs hivernaux, additifs à ciment) (Cal/EPA, 2005; NTP, 2011; Environnement Canada et Santé Canada, 2013).

3.2 Effets de la silice cristalline respirable sur la santé

La toxicité d'une substance est déterminée par plusieurs facteurs comme sa toxicité intrinsèque (son « pouvoir » toxique), le niveau, la durée et la fréquence de l'exposition, la ou les voie(s) d'exposition et la sensibilité de chaque individu envers chaque substance.

¹ Chemical Abstract Service

Les informations présentées dans cette section proviennent essentiellement de revues de littérature réalisées par des agences gouvernementales (U.S. EPA, 1996; IARC, 1997; American Thoracic Society, 1997; NIOSH, 2002; BIA, 2003, Cal/EPA, 2005; Environnement Canada et Santé Canada, 2013).

3.2.1 Définition de la silice cristalline respirable

Les effets toxiques de la silice cristalline sur la santé sont causés uniquement par les particules suffisamment fines pour atteindre la partie profonde des poumons où ont lieu les échanges gazeux (bronchioles et sacs alvéolaires). Par conséquent, seule la silice cristalline dite « respirable » présente un risque potentiel pour la santé après l'inhalation de particules.

Les particules de silice cristalline respirables correspondent à une fraction des particules totales¹. Plus précisément, la silice cristalline respirable est définie par les instances d'hygiène du travail² comme des particules de silice cristalline dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm et dont le diamètre aérodynamique médian est de l'ordre de 4-5 µm (selon l'agence; NIOSH, 2002; ACGIH, 2004).

3.2.2 Aperçu des études disponibles

Les effets de la silice sur la santé humaine ont été étudiés dans de nombreuses études épidémiologiques (menées chez l'humain) et dans quelques études expérimentales (sur des animaux de laboratoire). Les résultats expérimentaux ont indiqué que les modèles animaux n'étaient pas adéquats pour estimer les risques d'effets sur la santé humaine.

Les études épidémiologiques sont des études réalisées au sein d'une population exposée à la substance d'intérêt (ex. : cohorte de travailleurs) et qui visent à établir un lien entre l'exposition (généralement passée) à une substance donnée avec des effets sur la santé (ex. : incidence d'une maladie, augmentation du taux de mortalité). Ce type d'étude présente l'avantage de fournir des données chez l'humain, dans des conditions d'exposition réelles. Cependant, ces études sont sujettes à des limites d'interprétation qui ne permettent pas toujours d'établir des conclusions claires. Par exemple, lorsque la maladie étudiée peut être causée ou influencée par plusieurs facteurs (facteurs confondants), il est souvent difficile d'établir un lien de causalité entre l'exposition à la substance étudiée et l'effet sur la santé observé. Par ailleurs, lorsque l'étude tient compte

¹ Les particules aéroportées ont un diamètre aérodynamique généralement inférieur à 100 µm. Les particules en suspension totales (PMT) désignent généralement les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 40 µm. La majeure partie de ces particules est captée dans le segment extra-thoracique du système respiratoire. Dans un contexte environnemental, les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm sont appelées PM₁₀. Une fraction importante de ces particules est retenue dans le segment thoracique du système respiratoire. Les particules dont le diamètre aérodynamique est plus petit que 2,5 µm sont appelées PM_{2,5}. Ces dernières sont associées à la fraction dite « fine » des particules aéroportées. Elles peuvent atteindre la région des poumons où s'effectuent les échanges gazeux.

² La silice cristalline respirable est définie uniquement en contexte d'exposition professionnelle. Il faut éviter la confusion avec la définition environnementale des particules dites respirables, soit des particules de moins de 10 µm (PM₁₀).

de l'exposition passée de la cohorte, les niveaux réels de l'exposition passée sont rarement connus et les doses d'exposition doivent être estimées à partir de données plus ou moins précises (ex. : type et durée de l'emploi occupé, niveau moyen d'exposition par type d'emploi), ce qui entraîne une certaine marge d'erreur. Du fait de ces limites, les études épidémiologiques ne permettent donc pas toujours d'établir une relation quantitative de cause à effet entre l'exposition à une substance et l'effet observé.

Durant les deux dernières décennies, plusieurs dizaines d'études épidémiologiques concernant les liens possibles entre l'exposition professionnelle à la silice et des effets sur la santé ont été publiées. Ces études portaient principalement sur les secteurs industriels suivants : exploitation minière (or et autres minéraux), exploitation de carrières et travail du granit, industrie de la céramique, de la poterie, de la brique réfractaire et de la terre diatomacée, fonderies, production de carbure de silicium. Ces études ont été recensées et résumées dans plusieurs rapports par des agences de santé (NIOSH, 2002; BIA, 2003; Cal/EPA, 2005).

Les principaux effets sur la santé attribuables à l'inhalation de particules respirables de silice cristalline sont résumés dans les sous-sections qui suivent.

3.2.3 Mécanisme d'action toxique de la silice cristalline respirable

La silice cristalline respirable doit ses effets toxiques au fait qu'elle peut s'accumuler dans les poumons. Une fois présente au niveau des alvéoles¹, la silice est capturée par des cellules (phagocytes) qui ont pour rôle de la détruire. Les systèmes de destruction de ces cellules sont donc stimulés mais, comme la silice ne peut pas être détruite, cette stimulation perdure et conduit à une inflammation chronique ainsi qu'à la formation de nodules puis de fibrose. Plus la silice s'accumule dans les poumons, plus il y a de cellules impliquées et plus l'inflammation et la formation de nodules et de fibrose est importante. Cela a notamment pour effets de monopoliser la première ligne de défense du système immunitaire (phagocytes) et de produire des dommages cellulaires du fait de l'inflammation chronique. Les effets de la silice cristalline sur la santé seraient donc essentiellement le résultat de l'inflammation chronique et de la diminution des défenses immunitaires au niveau pulmonaire.

Le développement de tumeurs pulmonaires serait consécutif à la survenue d'autres effets (ex. : silicose), ce qui suggère l'existence d'un seuil d'exposition pour le développement du cancer du poumon induit par la silice cristalline (Environnement Canada et Santé Canada, 2013).

¹ Partie profonde des poumons où se déroulent les échanges gazeux avec le sang

3.2.4 Silicose et autres maladies respiratoires

Les premiers symptômes consécutifs à une exposition à des particules de silice cristalline sont semblables à ceux correspondant à une exposition à des poussières, soit une irritation des yeux et des voies respiratoires supérieures (nez, gorge). À plus long terme, une bronchite chronique, des limitations chroniques des voies respiratoires, une hypersécrétion de mucus et de l'emphysème pathologique peuvent se développer (American Thoracic Society, 1997).

Advenant une exposition prolongée ou à des niveaux élevés, une fibrose pulmonaire progressive (la silicose) peut également se développer. La silicose est une pneumoconiose spécifique de la silice, caractérisée par la présence d'opacités de forme arrondie au niveau pulmonaire, visible à la radiographie (les opacités de forme irrégulière ne sont pas spécifiques de la silice). C'est une maladie irréversible qui débute par l'accumulation de particules de silice dans la partie profonde des poumons (alvéoles). Cette accumulation conduit à une inflammation chronique des poumons et à la formation de nodules, puis à des lésions des tissus pulmonaires. Les particules de silice cristalline respirable les plus à risque de provoquer une fibrose (silicose) sont celles plus petites que 3 µm (Witschi et Last, 2001). Une fois commencée, la maladie progresse même si l'exposition a cessé; le diagnostic de silicose peut prendre plusieurs dizaines d'années avant de pouvoir être établi (période de latence). La silicose est généralement diagnostiquée par radiographie des poumons (présence de nodules silicotiques à un état plus ou moins avancé).

Les premiers symptômes de la silicose (toux et dyspnée à l'effort) surviennent généralement 10 à 15 ans après le début de la maladie (i.e. présence de nodules visibles à la radiographie). Toutefois, advenant des expositions massives à de fines particules, la silicose peut évoluer plus rapidement, soit sur 5 à 10 ans (silicose accélérée), voire sur quelques mois (silicose aiguë ou silicoprotéinoïse). Les complications de la silicose (ex. : tuberculose, insuffisance respiratoire, bronchite chronique obstructive) peuvent conduire au décès.

Une augmentation de l'incidence et/ou de la mortalité attribuée à d'autres maladies respiratoires obstructives chroniques (MPOC) telles que bronchite, emphysème, asthme, pneumonie ou maladies des voies aériennes périphériques, a été rapportée chez des travailleurs exposés à la silice (Checkoway, *et coll.*, 1997; Calvert, *et coll.*, 2003). La cause de ces maladies n'a toutefois pas toujours été clairement établie, notamment à cause de plusieurs facteurs confondants tels que le tabagisme, l'obésité ou les maladies cardiovasculaires (Hnizdo, *et coll.*, 1994).

Bien que la silicose soit surtout observée chez des travailleurs exposés à la silice cristalline dans leur milieu de travail, des pneumoconioses et d'autres maladies pulmonaires ont aussi été observées en Afrique, en Chine et en Inde, au sein de populations exposées à la silice

via leur environnement (ex : tempêtes de poussières) ou lors d'activités ménagères conduisant à des concentrations élevées (plusieurs mg/m³) de silice cristalline dans l'air intérieur (cuisson à l'aide de combustibles produisant poussières et suie, en milieu non ventilé) (Cal/EPA, 2005).

Le développement de maladies infectieuses dues à des mycobactéries (ex. : bacille responsable de la tuberculose) ou des champignons se produit fréquemment au cours de la progression de la silicose. Des cas de tuberculose ont aussi été rapportés chez des travailleurs exposés à la silice et qui n'avaient pas développé de silicose. La tuberculose représente environ 50% des cas d'infections par mycobactéries rapportés chez les personnes exposées à la silice (NIOSH, 2002).

Pour un individu atteint de silicose, le risque de développer une tuberculose pulmonaire est augmenté de façon significative (Calvert, *et coll.*, 2003; Barboza, *et coll.*, 2008). Le développement de la tuberculose et d'autres maladies infectieuses est expliqué par le fait que la silice monopolise les cellules responsables de digérer des éléments étrangers (macrophages) qui se retrouvent dans les poumons, ce qui laisse le champ libre à d'autres éléments étrangers (tels que des mycobactéries) qui peuvent ainsi persister et se développer dans les tissus pulmonaires.

3.2.5 Cancer

Sur la base de l'ensemble des données épidémiologiques disponibles, les agences de santé s'entendent pour dire que l'exposition à la silice cristalline respirable augmente le risque de cancer du poumon chez les personnes atteintes de silicose ou les fumeurs (American Thoracic Society, 1997; IARC, 1997; NIOSH, 2002; BIA, 2003). Certaines études suggèrent que la silice peut également augmenter le risque de cancer du poumon chez des personnes non atteintes de silicose (NIOSH, 2002). Une revue critique réalisée par l'institut pour la santé au travail allemand (BIA) a permis d'identifier les études qui documentent le lien entre l'exposition à la silice et l'incidence de cancer de poumon tout en tenant compte des facteurs confondants pouvant induire le cancer du poumon (tabagisme, amiante, radon, etc.) et de l'incertitude pour estimer l'exposition des travailleurs à la silice. Les études ainsi sélectionnées indiquent un gradient de risque de cancer du poumon en fonction de l'intensité de l'exposition ou de l'exposition cumulée, chez les personnes atteintes de silicose ou les fumeurs. En l'absence de données d'exposition suffisamment fiables, aucune relation quantitative entre l'exposition à la silice et l'incidence de cancer du poumon n'a pu être établie à partir des études disponibles (BIA, 2003). Par ailleurs, quelques études suggèrent un lien entre l'exposition à la silice et d'autres cancers (ex. : estomac), mais les limites d'interprétation ne permettent pas d'établir un lien de cause à effet (NIOSH, 2002).

Le lien de causalité entre l'exposition à la silice cristalline respirable et le développement de cancer du poumon a été confirmé par les résultats d'études expérimentales réalisées sur des rats. Aussi, plusieurs tests de génotoxicité ont indiqué que la silice est génotoxique (IARC, 1997; NIOSH, 2002).

Sur la base des données épidémiologiques et expérimentales, le Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 1997) considère que les preuves sont suffisantes pour classer la silice cristalline (quartz ou cristobalite) inhalée comme cancérogène pour l'humain (groupe 1) dans le cadre d'une exposition professionnelle. Le *National Toxicology Program* a également classé la silice cristalline respirable comme cancérogène pour l'humain, sur la base de preuves suffisantes chez l'humain (NTP, 2011).

3.2.6 Autres effets

Après entrée de la silice dans l'organisme, celle-ci serait transportée via le système lymphatique. Des dépôts de silice ont été observés dans la rate, le foie, les reins, la moelle osseuse et les ganglions lymphatiques (NIOSH, 2002).

Chez des travailleurs exposés à la silice cristalline, des effets toxiques ont été observés sur divers organes et tissus tels que le foie et la rate (silicose hépatosplénique, carcinome hépatocellulaire) ou la peau (formation de granulomes cutanés de silice ou nodules). Des effets sur le cœur (élargissement du ventricule droit pour compenser les anomalies pulmonaires) ont aussi été observés chez des travailleurs atteints de silicose. L'exposition aux poussières de silice peut aussi être associée à une détérioration de la santé dentaire du fait de l'abrasion (NIOSH, 2002).

De nombreux cas de maladies auto-immunes ont été documentés chez des personnes exposées à de la silice cristalline (Parks, *et coll.*, 1999; Calvert, *et coll.*, 2003; NIOSH, 2002). Les maladies les plus couramment rapportées incluent la sclérodermie, le lupus érythémateux disséminé, l'arthrite rhumatoïde, l'anémie auto-immune hémolytique, la polymyosite et la dermatomyosite (modifications dégénératives et inflammation des muscles volontaires). D'autres maladies qui pourraient être reliées à un dysfonctionnement du système immunitaire ont aussi été observées au niveau du rein (glomérulonéphrite), du système nerveux, de la fonction thyroïdienne et du système cardiovasculaire (polyartérite noueuse).

Les effets de la silice sur le rein pourraient aussi être reliés à une action directe de la silice sur cet organe (Steenland, 2005). Tous les mécanismes d'action de la silice ne sont pas encore bien élucidés.

3.3 Identification de l'effet critique

Les nombreuses études épidémiologiques réalisées chez des travailleurs exposés à de la silice cristalline ont montré qu'une exposition prolongée (plusieurs années) à des niveaux relativement élevés de silice cristalline respirable pouvait conduire au développement de plusieurs maladies, incluant la silicose, des maladies pulmonaires obstructives chroniques (MPOC), des maladies rénales, des maladies auto-immunes, et le cancer du poumon (section 3.2).

Pour évaluer les risques, il est nécessaire de connaître l'effet critique, c'est à dire la maladie causée par la plus faible dose d'exposition à la silice (effet le plus sensible). Pour identifier l'effet critique, il est nécessaire de connaître, pour chaque effet, la relation dose-réponse ou la plus faible dose d'exposition qui peut conduire à cet effet.

- Pour ce qui concerne les MPOC, une revue de littérature indique que des concentrations de silice cristalline respirable de l'ordre de 0,1-0,2 mg/m³ ont été associées à une diminution de la fonction pulmonaire chez des travailleurs (Rushton, 2007). Généralement, la diminution de la fonction pulmonaire était marquée uniquement chez les individus atteints de silicose. Par exemple, chez des travailleurs du granit, la fonction pulmonaire était significativement réduite chez les silicotiques présentant de grandes opacités radiographiques, et faiblement affectée chez des travailleurs présentant une faible profusion de petites opacités de forme arrondie. La fonction pulmonaire n'était pas affectée chez les travailleurs ne présentant aucune opacité radiographique; les niveaux d'exposition cumulés pour ces travailleurs étaient de 10,4, 2,6 et 0,69 (mg/m³)-ans) pour les groupes avec silicose avancée, début de silicose et absence de silicose respectivement (Ng et Chan 1992). Toutefois, selon Rushton (2007), la silice pourrait tout de même conduire au développement de MPOC en l'absence de silicose, lorsque l'exposition est de très longue durée (plus de 20 ans).
- Quelques données concernant les effets de la silice sur le rein sont également disponibles. Une augmentation (dépendante de l'exposition cumulée) des taux d'incidence de maladies rénales en phase terminale et des taux de mortalité standardisé (SMR) pour des décès engendrés par ces maladies a été observée dans le regroupement de trois cohortes de travailleurs (industries du sable (n=4 626), des mines d'or (n=3 348) et du granit (n=5 408), soit un total de 13 382 travailleurs) (Steenland, *et coll.*, 2002; Steenland, 2005). Les données disponibles ne permettent toutefois pas d'identifier la plus faible dose cumulée associée à une augmentation de l'incidence de maladie rénale. Les SMR estimés augmentaient en fonction de l'exposition cumulée et étaient supérieurs à l'unité pour des expositions cumulées supérieures à 0,55 (mg/m³)-ans. Les auteurs ont également estimé qu'une exposition professionnelle de 45 ans à une concentration moyenne de 10 µg/m³ (silice respirable) conduirait à un excès de risque de maladie rénale en phase terminale de 0,5% (vs. 0,3% dans la population masculine américaine non exposée). Ce niveau de risque est plus faible que celui (0,8%) estimé pour l'incidence de silicose (Steenland, 2005). Ces

données sont insuffisantes pour réaliser une estimation quantitative du risque à faible dose; toutefois, les résultats de ces estimations suggèrent que les effets rénaux de la silice et la silicose pourraient survenir à des niveaux d'exposition cumulée semblables.

- Il n'existe actuellement aucune relation dose-réponse adéquate pour estimer le risque de cancer du poumon induit par la silice. La plupart des données actuellement disponibles indiquent que le cancer du poumon lié à la silice a été observé chez des patients atteints de silicose ou fumeurs (BIA, 2003).
- La relation entre l'exposition à la silice cristalline et l'incidence de la silicose est suffisamment documentée pour permettre une évaluation quantitative du risque (voir section 3.5). Les données épidémiologiques conduisant à l'estimation du risque de silicose la plus prudente (Chen, *et coll.*, 2001) indiquent une incidence de silicose de 0,6% pour une exposition cumulée inférieure à 0,36 (mg/m³)-ans de silice cristalline respirable chez des travailleurs (Cal/EPA, 2005). Selon les données actuellement disponibles dans la littérature, cette dose cumulée est inférieure à celles associées à une augmentation de l'incidence des autres maladies provoquées par la silice.

La silicose est donc, actuellement, la seule maladie pour laquelle un estimateur de risque quantitatif peut être déterminé. Sur la base des données disponibles, la silicose serait aussi un des effets les plus sensibles de l'exposition à la silice.

3.4 Facteurs de risque

Le risque de développer la silicose ou d'autres maladies dues à la silice dépend principalement (NIOSH, 2002; Cal/EPA, 2005) :

- Des caractéristiques des particules : proportion de silice dans les particules, forme de la silice (cristalline ou amorphe), surface des particules de silice cristalline (les particules fraîchement fracturées sont plus toxiques pour les cellules).
- Des caractéristiques de l'exposition : quantité cumulée de particules respirables inhalées au cours de la vie (exposition cumulée), durée de l'exposition, niveau de l'exposition (ex. : pics). L'exposition cumulée est un bon indicateur de l'exposition car elle combine la durée et l'intensité de l'exposition.
- Des caractéristiques de l'individu (résistance naturelle de l'organisme) et de la présence de facteurs aggravants (ex. : infection, tabagisme, maladie pulmonaire). Les individus atteints de silicose sont plus à risque de développer d'autres maladies reliées à la silice cristalline respirable telles que MPOC, tuberculose, maladie rénale, cancer du poumon (Calvert, *et coll.*, 2003).

3.5 Estimateurs de risque

Les estimateurs de risque sont des indicateurs permettant d'estimer s'il est probable ou non qu'un niveau d'exposition donné conduise à un risque significatif pour la santé. Ces indicateurs définissent la toxicité des substances à l'étude. Ils sont regroupés sous le terme générique de « valeur toxicologique de référence » (VTR) lorsqu'ils correspondent à des doses ou des concentrations auxquelles un individu peut être exposé quotidiennement sans que ne surviennent d'effets néfastes sur sa santé et qu'ils ont été établis par un organisme gouvernemental (INSPQ, 2012).

Les VTR sont établies à partir des résultats d'études toxicologiques (menées sur des animaux de laboratoire) ou épidémiologiques (chez l'humain) et intègrent des facteurs de sécurité visant à protéger les populations les plus sensibles et permettant de tenir compte des incertitudes associées à leur dérivation. L'INSPQ recommande dans ses lignes directrices (INSPQ, 2012) d'utiliser les VTR proposées par Santé Canada, par l'Organisation mondiale de la santé (OMS), dans la base de données toxicologiques IRIS¹ de l'Agence pour la Protection de l'Environnement des États-Unis (U.S.EPA) ou dans les profils toxicologiques produits par l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) ou, par défaut, par d'autres institutions comme l'Agence pour la Protection de l'Environnement de Californie (Cal/EPA).

Les résultats de la recherche d'information toxicologique indiquent que la seule VTR disponible pour estimer les risques posés par une exposition chronique à la silice cristalline respirable est celle proposée par Cal/EPA. Les fondements de cette VTR sont résumés à la section 3.5.1. Une évaluation critique de cette VTR (voir section 3.5.2) a mis en évidence ses limites d'interprétation, notamment le fait que cette VTR n'est pas applicable pour des expositions ayant une durée de plus de 24 ans.

Par conséquent, pour les fins de la présente étude, un estimateur de risque *ad hoc*, plus prudent que la VTR disponible, a été dérivé en tenant compte des aspects particuliers de la toxicité de la silice cristalline respirable, et en se basant notamment sur l'analyse des études épidémiologiques réalisée par Cal/EPA (2005) (voir section 3.5.3 et annexe A). Afin d'éviter toute confusion, cet estimateur de risque *ad hoc* n'a pas été qualifié de VTR.

3.5.1 VTR proposée par Cal/EPA (2005)

L'agence de protection de l'environnement de Californie est la seule organisation de santé qui propose une valeur de référence toxicologique (*Risk Exposure Level : REL*) pour la silice cristalline respirable. Cette VTR de **3 µg/m³** est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des mineurs d'or en Afrique du Sud qui avaient travaillé au moins 10 ans dans la mine (24 ans en moyenne), de 1940 jusqu'au début des années 1970

¹ *Integrated Risk Information System*

(Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993). Les niveaux de poussières étaient relativement constants durant toutes ces années. Les mineurs passaient une radiographie chaque année. La silicose a été définie par la présence de petits nodules silicotiques (cote ILO¹ minimale : 1/1) visibles à la radiographie. Parmi les 2 235 mineurs suivis, 313 (14%) ont développé une silicose à un âge moyen de 55,9 ans. Dans 57% des cas de silicose, les signes radiographiques se sont développés en moyenne 7,4 ans après cessation de l'exposition. Les auteurs ont conclu que le risque de silicose était fortement dépendant de l'exposition cumulée et que la période de latence était largement indépendante de l'exposition cumulée à la poussière (Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993).

Sur la base de ces données et considérant que la proportion de silice dans les poussières était de 30%, l'exposition cumulée sans effet (aucun mineur avec silicose) a été estimée à 600 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans (Cal/EPA, 2005). L'étude était suffisamment puissante pour détecter une incidence de silicose de 1,9% (9 cas sur 474 exposés) à une exposition cumulée de 900 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans (plus faible dose avec effet).

Cal/EPA a modélisé la relation dose-réponse selon l'approche Benchmark. Cette approche permet de déterminer, en tenant compte de la forme de la relation dose-réponse et de l'incertitude qui y est associée, la concentration d'exposition associée à un niveau de risque donné x (BMC_x). Par exemple, la BMC_{01} correspond à un niveau d'effet observé de un cas sur 100 (1 %). Par prudence, c'est généralement la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la BMC qui est utilisée pour dériver un estimateur de risque (par exemple, BMCL_{01}). La BMCL est plus faible (plus prudente) que la concentration moyenne à laquelle l'effet a été réellement observé.

La modélisation de la relation dose-réponse issue de l'étude épidémiologique de Hnizdo et Sluis-Cremer (1993) a conduit à une exposition cumulée correspondant à une incidence de silicose de 1% chez les travailleurs ($\text{BMCL}_{01, \text{travailleurs}}$) de 636 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-an (Cal/EPA, 2005). Cette valeur a été convertie² pour une exposition continue ($\text{BMCL}_{01, \text{continu}}$) de 235 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans en tenant compte de la fréquence d'exposition des travailleurs (240 jours par an), en supposant qu'un travailleur inhale 10 m^3 d'air par jour sur son lieu de travail et que le taux d'inhalation d'un adulte est de 20 m^3/jour . Cette valeur a ensuite été divisée par le nombre moyen d'années d'exposition des travailleurs (24 ans), menant à une concentration moyenne de silice cristalline respirable de 9,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cal/EPA, 2005). Un facteur de sécurité de trois (3) a été appliqué afin de tenir compte de la variabilité interindividuelle (protection des individus plus sensibles que les travailleurs), ce qui conduit à une VTR arrondie à 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cal/EPA, 2005).

1 *International Labor Organization*

2 $\text{BMCL}_{01, \text{continu}} = \text{BMCL}_{01, \text{travailleur}} \times (240 \text{ jours/an}) / (365 \text{ jour/an}) \times (10 \text{ m}^3/\text{jour}) / (20 \text{ m}^3/\text{jour})$.

Selon Cal/EPA (2005), cette valeur est appuyée par les résultats de quatre autres études épidémiologiques menées au Dakota du Sud chez 3 330 mineurs d'or (Steenland et Brown, 1995a), en Californie chez 1 809 travailleurs de la terre diatomacée (Hughes, *et coll.*, 1998), en Chine chez 3 010 mineurs de l'étain (Chen, *et coll.*, 2001), et en Afrique du Sud chez 510 mineurs d'or de race noire (Churchyard, *et coll.*, 2004). Les concentrations de référence dérivées de ces études selon une approche semblable étaient de 4, 3, 6 et 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement (Cal/EPA, 2005).

3.5.2 Évaluation critique de la VTR disponible

Pour qu'une VTR réponde aux critères de l'INSPQ dans le cadre d'une évaluation du risque à la santé, elle doit correspondre à un niveau d'exposition assurant l'absence d'effets sur la santé advenant une exposition quotidienne durant toute la vie (70 ans). Or, nous sommes d'avis que la VTR proposée par Cal/EPA (REL = 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ne répond pas à ces critères. En effet, cette VTR n'est applicable que pour des individus exposés pendant 24 ans ou moins car elle a été dérivée en divisant l'exposition cumulée par 24 ans.

Considérant que l'incidence de silicose à relativement faible dose dépend de l'exposition cumulée¹ (Chen, *et coll.*, 2001), si une personne est exposée à une concentration de 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (VTR) durant 70 ans², l'exposition cumulée sera de 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ x 70 ans, soit 210 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans. Le niveau d'exposition cumulée ainsi obtenu est :

- Environ 6 fois plus élevé que la BMCL₀₁ (40 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans) dérivée de l'étude Chen et al. (2001);
- Environ 2 fois plus élevé que la BMCL₀₁ (112 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans) dérivée de l'étude de Steenland et Brown (1995a);
- Comparable à la BMCL₀₁ (235 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans) dérivée de l'étude de Hnizdo et Sluis-Cremer (1993);
- Comparable à la BMCL₀₅ (249 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans) dérivée de l'étude de Churchyard et coll. (2004).

Cela signifie que, advenant une exposition durant 70 ans à une concentration moyenne de silice cristalline dans l'air ambiant équivalente à la VTR de Cal/EPA (3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), le risque de silicose dans la population serait de l'ordre de 1 à 5 cas sur 100 individus exposés. Un tel niveau de risque dans la population ne peut certes pas être considéré comme négligeable.

Nous sommes donc d'avis qu'il est inapproprié d'utiliser la VTR proposée par Cal/EPA (REL = 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour estimer le risque de silicose dans la population. Toutefois, afin de se

¹ Relation linéaire entre le risque relatif de silicose et l'exposition cumulée à des niveaux médians compris entre 0,18 et 1,8 (mg/m^3)-ans (durée d'exposition \leq 11,9 ans, période de suivi post-exposition : 14-22 ans)

² Durée d'exposition devant être considérée pour évaluer le risque, selon les lignes directrices de l'INSPQ (2012)

conformer aux exigences des lignes directrices de l'INSPQ, le niveau de risque estimé à partir de cette VTR a tout de même été présenté (voir sections 4 et 5).

3.5.3 Dérivation de l'estimateur de risque *ad hoc*

Les données épidémiologiques ont démontré que le risque de silicose est dépendant de la quantité de silice cristalline respirable accumulée dans les poumons (exposition cumulée), que la silicose peut se déclarer plusieurs années après la cessation de l'exposition, et que la relation dose-réponse peut être linéaire à relativement faible dose (0,18-1,8 (mg/m³)-ans; Chen, *et coll.*, 2001). Par conséquent, l'estimateur de risque doit refléter l'exposition cumulée et doit être basé sur des données qui tiennent compte du temps de latence pour le développement de la maladie et qui, si possible, ont été obtenues à des doses relativement faibles.

Pour les fins de la présente étude, un estimateur de risque *ad hoc* permettant d'estimer le risque de silicose, quelle que soit la durée de l'exposition, a donc été développé. La valeur de cet estimateur est **40 (µg/m³)-ans**. Les fondements de cette valeur sont explicités ci-après.

De nombreuses études épidémiologiques établissant un lien entre l'exposition à la silice cristalline et l'incidence de silicose chez des travailleurs sont disponibles, et plusieurs ont permis d'établir une relation dose-réponse quantitative (Cal/EPA, 2005). Les points saillants de ces études sont résumés à l'annexe A. Quatre de ces études épidémiologiques, réalisées chez des mineurs, ont été retenues par Cal/EPA pour estimer les niveaux d'exposition cumulée (BMCL) correspondant à un risque de silicose de 1 cas sur 100 (BMCL₀₁) ou de 5 cas sur 100 (BMCL₀₅); ces niveaux d'effets (1% et 5%) correspondent approximativement à la plus faible incidence de silicose rapportée dans ces études épidémiologiques. Pour que les données obtenues chez les travailleurs soient applicables à la population générale, elles doivent être converties pour une exposition continue (24 heures/jour, 365 jours/an). Suite à cette conversion, les niveaux d'exposition correspondant à un risque de 1 % ou de 5 % étaient de 0,040-0,235 (mg/m³)-ans (BMCL₀₁) et de 0,249 (mg/m³)-ans (BMCL₀₅). La plus faible valeur (BMCL₀₁ = 0,040 (mg/m³)-ans), issue de l'étude de Chen, *et coll.*, 2001, a été retenue pour les fins de la présente étude. La justification de ce choix est présentée ci-après.

L'estimateur de risque *ad hoc* a été estimé à partir de la BMCL₀₁ la plus faible (la plus prudente) estimée par Cal/EPA (2005) pour la silicose, soit 40 (µg/m³)-ans. Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Chen *et coll.* (2001) menée chez 3 010 mineurs (2 795 hommes et 215 femmes) de quatre mines d'étain en Chine. Les travailleurs de la cohorte avaient tous été employés durant au moins 1 an au cours de la période 1960-1965. Aucune maladie reliée à la silice autre que la silicose n'a été mentionnée. Chaque membre de la cohorte a été suivi jusqu'en 1994 (soit un suivi de 29 à 34 ans). L'exposition à la

poussière totale a été estimée en fonction du type d'emploi et de l'année, et l'exposition à la silice cristalline respirable a été estimée par comparaison avec les données issues d'autres études épidémiologiques (estimation basée sur la proportion de silice cristalline respirable dans les poussières totales). Le diagnostic de silicose a été établi par radiographie (cote ILO : 1/1 ou plus). Sur les 3 010 mineurs, 1 015 (33,7%) ont été classés comme silicotiques, à un âge moyen de 48,3 ans, en moyenne 21,3 ans après la première exposition. Parmi les silicotiques, 684 (76,4 %) ont développé la silicose 3,7 ans (en moyenne) après cessation de leur exposition dans les mines d'étain. Le risque de silicose était fortement relié à l'exposition cumulée. Une distribution Weibull permettait de bien représenter les résultats. À des niveaux d'exposition cumulée de silice cristalline respirable de 4,5 (mg/m³)-ans, le risque de silicose (57 %) était beaucoup plus élevé qu'à des niveaux d'exposition dix fois plus faibles (< 0,1% pour une exposition < 0,36 (mg/m³)-ans).

Dans le cadre de la dérivation d'un estimateur de risque, une BMCL₀₁ est généralement considérée comme une dose sans effet (Cal/EPA 2005). Toutefois, du fait de la sévérité de l'effet (la silicose est une maladie irréversible), il est plus approprié de considérer la BMCL₀₁ comme le plus faible niveau d'exposition auquel des effets néfastes ont été observés. La BMCL₀₁ ne peut donc pas être considérée comme un niveau d'exposition sécuritaire (VTR) car elle n'est pas assortie de facteurs de sécurité tenant compte de la variabilité interindividuelle au sein de la population générale (protection des individus les plus sensibles) et des lacunes concernant les connaissances sur la toxicité de la silice. Pour les fins de la présente étude, de tels facteurs n'ont pas été attribués car il n'existe pas de consensus sur les valeurs qui devraient être utilisées dans le cas de la silice cristalline respirable. Pour information, Cal/EPA (2005) a appliqué un facteur de 3 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle.

4. ESTIMATION DE L'EXPOSITION

L'exposition potentielle aux substances retenues a été estimée conformément aux lignes directrices de l'INSPQ (INSPQ, 2012). Deux catégories d'exposition ont donc été estimées :

- L'exposition « bruit de fond », ou initiale, qui correspond à l'exposition des individus aux substances à l'étude *via* leur environnement général (air, eau, sol, poussières, alimentation), mais qui ne sont pas dues aux émissions futures du projet.
- L'exposition « additionnelle », qui représente l'exposition potentielle des individus attribuable au projet et qui ne tient pas compte de l'exposition bruit de fond. Dans le cas présent, cette exposition découle des concentrations de silice cristalline estimées dans l'air ambiant au niveau de récepteurs (concentrations estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique).

L'information toxicologique disponible indique que la toxicité de la silice cristalline dépend uniquement de l'inhalation de la fraction respirable. L'estimation de l'exposition bruit de fond et additionnelle est donc restreinte à l'inhalation. Les détails sont présentés dans les sous-sections suivantes.

4.1 Estimation de l'exposition bruit de fond

Les concentrations initiales (bruit de fond) de silice cristalline respirable dans l'air ambiant n'ont pas été documentées par des mesures locales. Par défaut, la concentration initiale utilisée pour représenter le bruit de fond correspond à celle ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$) fournie par le MDDEFP dans le Règlement modifiant le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère¹.

L'exposition bruit de fond cumulée a été estimée pour une durée d'exposition de 70 ans (valeur recommandée dans les lignes directrices de l'INSPQ, 2012) car l'exposition aux teneurs de fond a lieu durant toute la vie et non uniquement durant la période d'un projet :

$$\begin{aligned} \text{Exposition bruit de fond cumulée} &= \text{Concentration initiale } (0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3) \times 70 \text{ ans} \\ &= 2,8 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans} \end{aligned}$$

¹ Gazette officielle du Québec, 11 décembre 2013, 145^e année, n° 50, pages 5525-5531.

4.2 Estimation de l'exposition additionnelle

4.2.1 Approche utilisée

L'approche retenue pour estimer le risque posé par la silice cristalline consiste à procéder à une première estimation de l'exposition (et du risque) à partir des concentrations de silice cristalline sous forme de particules totales dans l'air ambiant. L'utilisation de ce paramètre d'exposition implique nécessairement une surestimation du risque puisque seule une fraction de ces particules (silice cristalline respirable) présente un risque pour la santé. Advenant l'obtention d'un risque négligeable à cette étude de premier niveau, l'acquisition de données plus précises concernant l'exposition (ex. : modélisation de la dispersion atmosphérique des particules respirables) n'est pas requise. Une telle information est toutefois utile à la discussion de l'incertitude à l'étape de l'évaluation du risque. La méthodologie utilisée est présentée dans les sous-sections suivantes.

4.2.2 Caractérisation des récepteurs

La population la plus susceptible d'être exposée correspond à la population riveraine du projet, soit les personnes résidant ou travaillant dans les municipalités les plus rapprochées du projet Dumont. Ceci inclut les résidences placées le long de la route 111 entre les noyaux urbains de Launay et de Trécesson, ainsi que ces deux noyaux urbains (GENIVAR, 2013). La population visée correspond à environ 1 340 personnes de tous âges (GENIVAR, 2012).

Dans le contexte de l'analyse de risque, les récepteurs sont définis comme une combinaison d'un lieu d'occupation fréquente et d'un individu. Il convient donc d'identifier les récepteurs à partir de l'information disponible concernant la présence de la population la plus vulnérable ou la plus exposée, ce qui inclut :

- Les résidents (vise les quartiers résidentiels existants, en cours de développement ou en projet);
- Les enfants (vise les quartiers résidentiels, les écoles, les parcs et les garderies);
- Les personnes vulnérables du fait de leur état de santé (vise les institutions de santé accueillant des patients et les quartiers résidentiels).

La zone d'étude définie pour l'évaluation des risques posés par les émissions atmosphériques du projet Dumont inclut notamment des résidences et des écoles. La modélisation de la dispersion atmosphérique réalisée pour le projet Dumont (GENIVAR, 2013; voir la section suivante) fournit donc des concentrations dans l'air estimées pour ces récepteurs dits sensibles. En fait, des résultats ont été produits pour 32 récepteurs dits sensibles qui visent à représenter les différents secteurs résidentiels et les écoles :

- Les récepteurs ECO1 et ECO2 ont été placés là où se situent actuellement les écoles de Villemontel (Trécesson) et de Launay, respectivement;
- Les récepteurs RES1 à RES30 ont été placés de façon à représenter les noyaux urbains de Launay et de Trécesson ainsi que les résidences réparties au sud de la route 111 entre ces deux noyaux urbains.

La localisation de ces récepteurs est indiquée à la figure 4.



Source : WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 14 janvier 2014)

Figure 4. Localisation des récepteurs

4.2.3 Résumé de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Les concentrations dans l'air ambiant de silice cristalline émise par le projet Dumont (concentrations dites additionnelles) ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des particules par WSP (GENIVAR, 2013). Ces modélisations ont été réalisées sur la base des informations fournies par RNC et selon la méthodologie du Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique du MDDEFP (MDDEP, 2005). L'objectif de cette modélisation était d'estimer les concentrations potentielles maximales pouvant survenir pendant la durée de vie du projet (34 ans). Les modélisations ont été réalisées pour 5 années météorologiques (données correspondant à 2007, 2008, 2009, 2010 et 2011).

Les sources d'émissions atmosphériques de silice cristalline ont été identifiées et décrites par WSP (GENIVAR, 2013). Les particules contenant de la silice cristalline qui seront émises par les activités d'exploitation minière consisteront en un mélange de particules provenant du minerai, des stériles et des dépôts meubles (argiles). Les activités d'intérêt sont donc les opérations de sautage dans la fosse, les opérations de chargement (fosse) et de déchargement (concasseur ou aires d'entreposage) du minerai et des stériles, ainsi que l'érosion éolienne des haldes de stériles, digues ou piles. Le parc à résidus n'a pas été considéré comme une source d'émission surfacique du fait du maintien de l'humidité des plages de résidus et de leur nature physique et chimique (cimentation des particules durant leur assèchement) (GENIVAR, 2013).

Les concentrations de silice cristalline dans l'air attribuables au projet ont été estimées par WSP sur la base de deux scénarios prudents¹ tout en étant réalistes sur le plan des activités (GENIVAR, 2013). Ces scénarios visent à représenter les situations pour lesquelles les émissions de poussières seraient maximales :

- Scénario 1, représentatif de la 8^{ème} année de production;
- Scénario 2, représentatif de la 10^{ème} année de production.

Ces scénarios se distinguent par (GENIVAR, 2013):

- Le tonnage qui sera extrait pour les années visées, soit 137,6 Mt et 146,5 Mt pour les scénarios 1 et 2, respectivement. Le scénario 2 correspond à l'année où le minage sera le plus important de tout le projet;
- L'emplacement des activités d'extractions, qui seront concentrées au sud lors du scénario 1, soit à plus faible distance des premières zones habitées;
- La profondeur des activités de forage, soit -290 m et -155 m par rapport à l'élévation du site pour le scénario 1, et -310 m, -155 m et -95 m pour le scénario 2.

¹ L'incertitude associée aux hypothèses utilisées est présentée à l'annexe C et discutée à la section 5.2.3.2

- Les sources d'émission. Toutes ont été considérées, exceptée la halde de stériles WR1 pour le scénario 1 (alors inactive).
- Les tonnages de chaque lithologie attribuables aux différentes activités, qui varient d'un scénario à l'autre.

Pour les fins de la modélisation, WSP a estimé la teneur en silice cristalline dans les particules émises par chaque groupe de sources d'émissions¹ en tenant compte de la teneur en silice cristalline de chaque lithologie et de la combinaison des différentes lithologies associées à chaque source. La concentration en silice cristalline des émissions annuelles de chacun des groupes a été déterminée par la moyenne pondérée de chaque lithologie associée (GENIVAR, 2013).

Les concentrations de silice cristalline dans l'air estimées par WSP sont fournies à l'annexe B.

4.2.4 Scénarios et voies d'exposition des récepteurs

L'estimation de l'exposition des récepteurs est une étape déterminante de l'évaluation des risques. En effet, ce sont les contacts possibles de ces récepteurs avec les contaminants qui peuvent donner naissance à des effets sur la santé. Il est donc important d'identifier les voies d'exposition potentielles par lesquelles les individus pourraient être exposés (ingestion, inhalation et/ou contact cutané) ainsi que les patrons d'exposition (fréquence et durée de l'exposition), en tenant compte des caractéristiques toxiques de la substance à l'étude.

Dans le contexte du projet (dispersion atmosphérique des émissions et toxicité de la silice cristalline), seule l'exposition par inhalation a été retenue pour évaluer les risques pour la santé de la population riveraine du projet posés par la silice cristalline. Plus précisément, l'exposition a été estimée en tenant compte de :

- L'inhalation d'air ambiant (à l'extérieur des bâtiments);
- L'inhalation d'air intérieur (affecté par les échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur).

Dans le contexte d'une étude de premier niveau, la concentration de silice cristalline dans l'air intérieur a été considérée égale à la concentration dans l'air extérieur (surestimation possible car le transfert des particules de l'air extérieur vers l'air intérieur peut être plus faible que 100%). Les autres hypothèses retenues pour estimer l'exposition des individus (scénarios d'exposition) sont basées sur les recommandations émises dans les lignes directrices de l'INSPQ (2012) pour un contexte résidentiel. Ces hypothèses très prudentes

¹ Opérations de minerai (Ore), opérations stériles (Waste), opérations argiles bleues (BCLay), érosion éolienne argiles bleues (PBCLay), opérations/érosion éolienne argiles brunes (GCLay), opérations minerai et stériles excepté le sautage (ARockWB), opérations de sautage (Blasts). Concentrations disponibles aux tableaux 7 du rapport de modélisation (GENIVAR, 2013)

visent à s'assurer de la mise en évidence de tout risque potentiel lié à une exposition quotidienne à long terme. Elles impliquent la présence, dans la zone d'étude, d'individus appartenant à toutes les tranches d'âge, à raison de 24 heures par jour, 365 jours par année durant 70 ans. L'ensemble de la population générale est donc représenté. Les paramètres de l'exposition sont présentés au tableau 1.

Tableau 1. Paramètres d'exposition des différentes classes d'âge dans le contexte résidentiel du projet Dumont

Classes d'âge	Intervalle ^a	Période d'exposition
Nourrissons	< 0,5 an	24 heures/jour
Tout-petits	0,5 - < 5 ans	
Enfants	5 - < 12 ans	7 jours/semaine
Adolescents	12 - < 20 ans	52 semaines/année durant 34 ans ^b
Adultes	20 ans et plus	

Source : INSPQ, 2012 sauf indication contraire

^a : Pour simplification, les classes d'âge ont été dénommées 0-0,5 an, 0,5-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans et 20 ans⁺ dans le reste du document.

^b : Durée du projet

4.3 Niveaux d'exposition additionnelle utilisés

Pour les fins de la présente étude, les risques ont été estimés à partir des concentrations de silice dans les particules en suspension totales (PMT). Les PMT ont été retenues car elles intègrent toutes les particules respirables et sont donc l'indicateur le plus prudent pour estimer les risques de la silice cristalline sur la santé (U.S. EPA, 1996; Cal/EPA, 2005).

Les concentrations de silice cristalline dans l'air fournies par WSP et utilisées pour estimer les risques correspondent à la concentration moyenne annuelle la plus élevée parmi celles estimées par modélisation avec les deux scénarios d'émissions (années 8 et 10 du projet) et les 5 années météorologiques. Ces valeurs sont présentées au tableau 2 pour le récepteur le plus exposé parmi tous les récepteurs représentatifs du noyau urbain de Villemontel, du noyau urbain de Launay, et des résidences situées au sud de la route 111 entre ces deux noyaux urbains.

Tableau 2. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) moyennes annuelles de silice cristalline dans les PMT estimées au niveau du récepteur le plus exposé

Scénario	Récepteur	Concentration ^a
Scénario 1 (année 8)	RES20	0,028
Scénario 2 (année 10)	RES23	0,032

Source : WSP (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 7 février 2014)

a : Concentration moyenne annuelle la plus élevée parmi celles estimées par modélisation pour les 5 années météorologiques.

Le risque de silicose étant dépendant de l'exposition cumulée, il convenait d'estimer l'exposition cumulée sur la durée de vie du projet, soit 34 années. Le niveau d'exposition moyen correspondant à chaque récepteur a été estimé de façon prudente en attribuant les concentrations moyennes annuelles les plus élevées estimées aux années 8 et 10 (tableau 2) à l'ensemble de la durée du projet. Plus précisément, les niveaux d'exposition moyens attribuables au projet ont été estimés arbitrairement comme suit :

- La concentration moyenne annuelle estimée avec le scénario 1 (année 8) a été utilisée pour estimer l'exposition de l'individu récepteur durant les 9 premières années de sa vie;
- La concentration moyenne annuelle estimée avec le scénario 2 (année 10) a été utilisée pour estimer l'exposition du récepteur durant les 25 années suivantes (soit de l'année 10 à la fin du projet).

Cette démarche est résumée au tableau 3.

Tableau 3. Estimation du niveau d'exposition moyen sur la durée de vie du projet

Année du projet complétée	Tranche d'âge du récepteur	Durée de l'exposition (T_i , années)	Scénario utilisé pour définir la concentration retenue dans les PMT (tableau 2)
1 à 5	0 – 0,5 an	0,5	Scénario 1 (année 8)
	0,5 - 4 ans	4,5	Scénario 1 (année 8)
6 à 9	5 – 11 ans	4	Scénario 1 (année 8)
10 à 12	5 – 11 ans	3	Scénario 2 (année 10)
13 à 20	12 – 19 ans	8	Scénario 2 (année 10)
21 à 34	20 ans et plus	14	Scénario 2 (année 10)

Ainsi, des niveaux d'exposition spécifiques à chaque classe d'âge et à l'évolution du projet ont été obtenus pour six groupes. Le niveau d'exposition moyen pendant la durée de vie du projet a ensuite été calculé selon l'équation suivante en pondérant le niveau d'exposition du groupe avec la durée correspondante (T_i) :

$$\text{Exposition moyenne durant le projet} = \frac{\sum_{i=1}^6 \text{Concentration}_i \times T_i}{\sum_{i=1}^6 T_i}$$

Où

Exposition moyenne durant le projet : Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) moyenne entre 0 et 33 ans

Concentration_i : Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) d'exposition annuelle du groupe i (tableau 2)

T_i : Nombre d'années comprises dans le groupe i (tableau 3)

La concentration de silice cristalline dans les PMT ainsi estimée pour le récepteur le plus exposé et utilisée pour estimer le risque est de $0,031 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'exposition cumulée potentiellement due au projet (exposition additionnelle cumulée) a ensuite été estimée pour la durée de vie du projet (34 ans) :

$$\begin{aligned} \text{Exposition additionnelle cumulée} &= \text{Concentration moyenne durant le projet} (0,031 \mu\text{g}/\text{m}^3) \times 34 \text{ ans} \\ &= 1,05 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans} \end{aligned}$$

Ce niveau d'exposition, exprimé en particules totales, est plus faible que le niveau bruit de fond exprimé en particules respirables (PM₁₀).

5. ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES

5.1 Estimation du risque

La caractérisation toxicologique a révélé l'existence d'une VTR (proposée par Cal/EPA) pour la silice cristalline respirable. Toutefois, l'évaluation critique de celle-ci a démontré que l'utilisation de cette VTR pour estimer le risque posé par la silice cristalline respirable n'était pas appropriée. Un estimateur de risque *ad hoc* a donc été proposé pour les fins de la présente étude, et le risque posé par les émissions de silice cristalline du projet Dumont a été estimé selon l'approche dite de la marge d'exposition (voir section 5.1.1). Néanmoins, pour information, le risque estimé à partir de la VTR selon l'approche recommandée par l'INSPQ (calcul d'un indice de risque) a aussi été présenté (voir section 5.1.2).

Les résultats sont discutés à la section 5.2 (analyse de l'incertitude) et à la section 5.3 (évaluation du risque).

5.1.1 Approche basée sur l'estimateur de risque *ad hoc* (marge d'exposition)

Le risque de silicose a été estimé selon l'approche de la marge d'exposition, c'est-à-dire en divisant l'estimateur de risque ($BMCL_{01}$) par l'exposition cumulée estimée pour le récepteur :

$$\text{Marge d'exposition} = \frac{\text{Estimateur de risque ad hoc}}{\text{Exposition cumulée bruit de fond} + \text{Exposition cumulée additionnelle}}$$

Où

Estimateur de risque *ad hoc* : Exposition cumulée à la silice cristalline respirable associée à un risque de silicose de 1 % ($BMCL_{01} = 40 \text{ } (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$, voir section 3.5.3)

Exposition bruit de fond cumulée : Exposition cumulée à la silice cristalline respirable basée sur la concentration initiale dans l'air ($2,8 \text{ } (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$; voir section 4.1)

Exposition additionnelle cumulée : Exposition cumulée à la silice cristalline dans les PMT émises par le projet Dumont, pour le récepteur le plus exposé ($1,05 \text{ } (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$; voir section 4.3).

Il importe de noter que la marge d'exposition ne peut pas être plus élevée que la valeur associée au bruit de fond, soit 14,3. La marge d'exposition obtenue en tenant compte de l'exposition à la silice cristalline totale (dans les PMT) est de **10,4**. En d'autres termes, l'exposition totale appréhendée à la silice cristalline dans les PMT est environ 10 fois plus faible que le niveau à partir duquel des effets (silicose) ont été observés chez l'humain.

Il importe de rappeler que l'estimateur de risque *ad hoc* et l'exposition bruit de fond réfèrent à la silice cristalline respirable, contrairement à l'exposition additionnelle qui correspond à la silice cristalline dans les PMT. Cette discordance conduit donc nécessairement à une surestimation du risque associé au projet (voir section 5.2.3.4).

5.1.2 Approche basée sur la VTR (indice de risque)

Afin de se conformer à l'approche recommandée dans les lignes directrices de l'INSPQ (2012), le risque posé par les émissions potentielles de silice cristalline par le projet Dumont a été estimé en calculant un indice de risque, c'est-à-dire en divisant le niveau d'exposition maximal estimé par la VTR disponible :

$$\text{Indice de risque} = \frac{\text{Concentration bruit de fond} + \text{Concentration additionnelle (liée au projet)}}{\text{VTR}}$$

Où :

Concentration bruit de fond : Concentration initiale de silice cristalline respirable, soit 0,04 µg/m³ (voir section 4.1);

Concentration additionnelle : Concentration annuelle de silice cristalline dans les PMT la plus élevée durant le projet, soit 0,032 µg/m³ (voir tableau 2, section 4.3);

VTR : Concentration de silice cristalline respirable dans l'air jugée sécuritaire par Cal/EPA (2005) pour une exposition chronique, soit 3 µg/m³ (voir section 3.5.1).

L'indice de risque obtenu est de **0,024**.

5.2 Analyse de l'incertitude

Les principales sources d'incertitude identifiées à chacune des trois premières étapes de la démarche d'évaluation du risque sont discutées dans les sous-sections suivantes.

5.2.1 Identification du danger

Toutes les lithologies du gisement contenant de la silice cristalline et toutes les sources d'émission atmosphérique de silice cristalline ont été considérées. Le routage n'a pas été considéré comme une source d'émission de silice cristalline car RNC s'est engagée à utiliser des matériaux granulaires exempts de silice cristalline pour la surface de roulement des routes de halage (voir annexe C).

5.2.2 Caractérisation toxicologique

5.2.2.1 Estimateur de risque *ad hoc*

L'incertitude associée à l'estimateur de risque *ad hoc* est faible puisque celui-ci est basé sur l'étude épidémiologique jugée la plus fiable pour dériver un estimateur de risque à faible dose (Chen *et coll.*, 2011) parmi plusieurs études épidémiologiques obtenues chez des travailleurs des deux sexes. Par ailleurs, selon l'information toxicologique disponible actuellement, il est vraisemblable que la silicose soit le plus sensible des effets toxiques de la silice cristalline chez l'humain.

L'estimateur de risque retenu (BMCL₀₁ de 40 (µg/m³)-ans) correspond à la plus faible exposition cumulée associée à une incidence de silicose de 1% chez l'adulte (plus faible niveau d'incidence détecté chez l'humain). Ce niveau d'effet critique (40 (µg/m³)-ans) est 1,2, 2,8, 5,9 et 8,3 fois plus faible (donc plus protecteur) que ceux issus des autres études épidémiologiques permettant une estimation quantitative du risque qui ont été sélectionnées par Cal/EPA (2005), soit les études de Churchyard *et coll.* (2004), Steenland et Brown (1995a), Hnizdo et Sluis-Cremer (1993) et Hughes, *et coll.*, 1998, respectivement. L'estimateur de risque retenu correspond donc à la valeur la plus prudente.

Les hypothèses avancées pour expliquer la variabilité observée entre les études épidémiologiques sont présentées ci-après.

- La relation entre la dose cumulée et l'incidence de silicose : plusieurs études épidémiologiques indiquent que l'incidence de silicose est corrélée avec la dose cumulée. Cependant, il est vraisemblable que, à partir d'un certain seuil, la dose cumulée ne soit plus un indicateur adéquat du risque de silicose. Sur cette base, considérant que la silicose peut se développer lentement et considérant que tous les cas de silicose n'ont pas nécessairement été diagnostiqués, nous sommes d'avis que les BMCL₀₁ issues des études les mieux documentées à faible dose sont les plus fiables. Les BMCL₀₁ issues de ces études correspondent aux valeurs les plus faibles.
- L'incertitude inhérente à l'estimation de l'exposition des travailleurs : l'exposition de travailleurs a été estimée de façon rétrospective à partir des données historiques, ce qui entraîne une certaine incertitude sur les résultats. Par ailleurs, dans la plupart des études épidémiologiques, les concentrations d'exposition à la silice cristalline respirable ont été estimées à partir des concentrations de poussières, en attribuant la proportion de silice (14% à 30%) estimée ou mesurée dans d'autres études. Dans une étude (Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993), la concentration de silice cristalline respirable (30%) utilisée avait été mesurée dans le milieu étudié. Cependant, des études postérieures ont indiqué que cette proportion pourrait avoir été surestimée (Cal/EPA 2005), ce qui aurait pour effet de surestimer la BMCL₀₁ (valeur moins protectrice).
- La méthodologie utilisée pour le diagnostic : le diagnostic de silicose a été établi selon différentes méthodologies, incluant la radiographie des poumons (cote ILO minimale :

1/1; interprétation par un nombre variable de spécialistes), l'autopsie seule ou la combinaison (inclusive ou exclusive) des résultats de radiographie et de l'autopsie. Par ailleurs, la totalité des cohortes n'a pas toujours fait l'objet d'un suivi radiographique ce qui peut avoir conduit à une sous-estimation de l'incidence de silicose (Cal/EPA 2005). Il est donc vraisemblable que l'incidence de silicose ait parfois été sous-estimée, conduisant à une surestimation du niveau d'effet critique (valeur moins protectrice).

Le niveau d'incertitude associée à la dérivation des niveaux d'effet critique (ex. : $BMCL_{01}$ ou $BMCL_{05}$) par modélisation de la relation dose-réponse est faible car la forme de la relation dose-réponse à la dose d'intérêt (dose associée au niveau d'effet recherché) était connue. En effet, les niveaux d'effets recherchés (1% et 5%) correspondent approximativement à la plus faible incidence de silicose rapportée dans ces études épidémiologiques (Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993; Steenland et Brown, 1995a; Chen et coll., 2001; Churchyard *et coll.*, 2004).

L'estimateur de risque *ad hoc* retenu est basé sur la toxicité de la silice cristalline respirable fraîchement fracturée. Considérant que l'exposition appréhendée aux alentours du projet Dumont concerne également de la silice fraîchement fracturée et que celle-ci est plus toxique que la silice « âgée », les risques n'ont pas été indûment surestimés par rapport à ce paramètre.

5.2.2.2 Comparaison de l'estimateur de risque *ad hoc* avec la VTR

L'estimateur de risque *ad hoc*, exprimé en dose cumulée, ne peut pas être directement comparé avec la VTR, qui correspond à une concentration annuelle. Toutefois, l'estimateur de risque peut être comparé avec la dose cumulée qui a été retenue par Cal/EPA pour dériver la VTR.

L'estimateur de risque *ad hoc* retenu ($BMCL_{01}$ de $40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) est environ 8 fois plus faible (donc plus protecteur) que le niveau d'exposition cumulé retenu par Cal/EPA ($BMCL_{01}=235 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) pour dériver sa VTR.

5.2.2.3 Limites d'interprétation

L'estimateur de risque *ad hoc* retenu concerne la silicose, une maladie progressive, irréversible, qui peut être fatale du fait de ses complications (ex. : tuberculose, cancer du poumon, etc.). Il ne permet pas d'estimer le risque d'autres maladies (ex. : autres maladies pulmonaires, rénales ou reliées au système immunitaire). Les données disponibles actuellement ne permettent pas de statuer hors de tout doute que la silicose est l'effet le plus sensible à la silice chez l'humain. Les données disponibles ne permettent pas non plus de réaliser une évaluation quantitative des risques pour des effets autres que la silicose.

Les mêmes limites d'interprétation s'appliquent à la VTR proposée par Cal/EPA (2005).

5.2.2.4 *Estimateur de risque retenu par Santé Canada (2013)*

Santé Canada ne propose actuellement aucune VTR pour estimer les risques toxicologiques posés par une exposition environnementale à la silice cristalline (Santé Canada, 2010). Cependant, le risque pour la santé des Canadiens posé par le quartz (silice cristalline) a récemment fait l'objet d'une évaluation préalable par Santé Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (Environnement Canada et Santé Canada, 2013). Cette évaluation préalable a été effectuée en estimant la marge d'exposition, c'est-à-dire le ratio entre la plus faible concentration de silice cristalline associée à la silicose chez l'humain (LOAEL¹ = 50 µg/m³) et le niveau d'exposition estimé pour la population canadienne. La LOAEL retenue comme estimateur de risque est issue d'une étude épidémiologique réalisée sur 3 330 mineurs d'or américains (Steenland et Brown, 1995a; Steenland et Brown, 1995b).

L'estimateur de risque (LOAEL) retenu par Santé Canada pour l'évaluation préalable du risque toxicologique posé par la silice cristalline ne répond pas à la définition d'une VTR puisqu'il s'agit d'une concentration associée à des effets néfastes sur la santé et non d'une concentration assurant de l'absence d'effets (ex. : absence de facteur de sécurité visant à protéger les groupes de la population les plus sensibles). Par ailleurs, cette valeur ne tient pas compte du fait que la toxicité de la silice cristalline dépend de l'exposition cumulée et que la relation dose-réponse pourrait être différente à faible dose.

5.2.3 Caractérisation de l'exposition

5.2.3.1 *Exposition bruit de fond*

En l'absence de données locales, la concentration retenue pour estimer l'exposition bruit de fond à la silice cristalline respirable (0,04 µg/m³) est la valeur réglementaire² applicable pour l'évaluation de la qualité de l'air au Québec. Cette valeur est cohérente avec l'information identifiée par les instances gouvernementales fédérales dans leur évaluation préalable des risques posés par la silice cristalline pour la population canadienne (Environnement Canada et Santé Canada, 2013). Elle se situe en effet dans l'intervalle (0,01 - 6,68 µg/m³) des concentrations de silice totale (cristalline + amorphe) dans les PM₁₀ mesurées au Canada³ dans 4 sites ruraux non susceptibles d'être influencés par des activités humaines (5^e centile : 0,05 µg/m³; médiane : 0,41 µg/m³; 90^e centile : 2,36 µg/m³; n = 320) (Environnement Canada et Santé Canada, 2013).

1 *Lowest Observed Adverse Effect Level*

2 Règlement modifiant le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère

3 Données mesurées en 1996, 1999 et 2006, par le Réseau de surveillance de la qualité de l'air d'Environnement Canada

5.2.3.2 Modélisation de la dispersion atmosphérique

Les principales sources d'incertitude liées aux résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique ont été identifiées à partir du rapport de modélisation (GENIVAR, 2013) et d'une lettre portant sur l'évaluation du degré de prudence (conservatisme) des résultats de modélisation fournie par WSP (lettre présentée à l'annexe C) :

- Les concentrations dans l'air ambiant fournies par WSP ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet selon l'approche requise par le MDDEFP pour évaluer le respect du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA). L'objectif de cette modélisation était donc d'estimer les concentrations maximales potentielles pouvant survenir pendant la durée de vie du projet;
- Les scénarios retenus pour estimer les émissions atmosphériques (scénario 1 et 2) sont représentatifs des activités prévues pour l'année 8 et l'année 10, respectivement. Ces années ont été retenues comme « scénario pire cas » en raison des tonnages élevés qui seront extraits lors de ces années et de l'emplacement des activités de forage, de sautage et de chargement dans la fosse. Les concentrations basées sur ces scénarios sont vraisemblablement plus élevées que celles qui auraient été estimées pour d'autres années d'exploitation;
- Divers paramètres ayant une influence sur la dispersion atmosphérique des particules (ex. : sol gelé et/ou couvert de neige en hiver, précipitations, dépôt des particules) n'ont pas été considérés, ce qui a pour effet de surestimer les concentrations de particules dans l'air sur une base annuelle;
- Les concentrations de silice cristalline dans les particules totales ont été estimées à partir de la teneur moyenne (pondérée) en silice cristalline dans les roches extraites (minerai et stériles) et les résidus. Cette approche est adéquate pour estimer des concentrations moyennes annuelles. Elle suppose que les roches extraites sont fracturées aléatoirement.

5.2.3.3 Variation des concentrations journalières

Le risque de silicose a été estimé pour une exposition cumulée, à partir de concentrations annuelles moyennes. Les concentrations annuelles moyennes, et donc l'exposition cumulée, tiennent compte des variations de concentrations d'un jour à l'autre (pics d'exposition). Par ailleurs, l'estimateur de risque *ad hoc* est aussi basé sur l'exposition moyenne de travailleurs, et le risque de silicose engendré par des pics d'exposition est donc vraisemblablement intégré dans cet estimateur. Par conséquent, il est raisonnable de penser que la fluctuation des concentrations estimées dans l'air ambiant aux alentours du projet Dumont est considérée adéquatement.

5.2.3.4 Nature des particules considérées (projet Dumont)

Le risque de silicose posé par les émissions du projet a été estimé à partir des concentrations de silice cristalline dans les particules totales (PMT). Or, ce sont uniquement les particules de silice cristalline respirables, définies comme ayant un diamètre inférieur à 10 µm et un diamètre médian de 4-5 µm (voir section 3.2.1), qui présentent un risque potentiel pour la santé. Le risque posé par les émissions de silice cristalline respirable est donc nécessairement plus faible que celui estimé dans la présente étude à partir des particules totales.

Les données disponibles ne permettent pas d'estimer précisément la proportion de particules de silice cristalline respirable au sein des PMT. Toutefois, les PM₁₀ (plus petites que 10 µm) représentent une estimation prudente des particules respirables définies ci-haut puisqu'elles incluent toutes les particules qui peuvent pénétrer dans le système respiratoire. Les concentrations annuelles de silice cristalline dans les PM₁₀ pour le récepteur le plus exposé¹ (0,0126 et 0,0143 µg/m³ pour les scénarios 1 et 2, respectivement, soit une concentration moyenne durant le projet de 0,014 µg/m³) représentent moins de la moitié des particules totales. À partir de ces valeurs, le risque attribuable à la silice cristalline respirable (dans les PM₁₀) émise par le projet Dumont serait donc environ deux fois plus faible que celui estimé précédemment à partir des concentrations de silice dans les PMT. La marge d'exposition² basée sur la silice cristalline dans les PM₁₀ (et tenant compte de l'exposition bruit de fond) serait de 12,2.

Par ailleurs, si l'on considère que les particules de silice cristalline respirables les plus à risque de provoquer la silicose sont celles plus petites que 3 µm (Witschi and Last 2001), il est vraisemblable que leur proportion est du même ordre de grandeur que celle des particules plus petites que 2,5 µm (PM_{2.5}). Les résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique fournis par WSP (annexe B) indiquent que, pour le récepteur le plus exposé, la concentration moyenne de silice cristalline dans les PM_{2.5} est environ 9 fois plus faible que dans les PMT.

5.2.3.5 Caractérisation des récepteurs

Le risque a été estimé pour le récepteur le plus exposé des secteurs habités de la zone d'étude, en supposant que les individus récepteurs ne quittaient jamais leur lieu de résidence durant toute la durée d'exploitation (34 ans).

Le récepteur le plus exposé est représentatif de résidences du secteur sud-est, situées le long de la route 111. Pour les autres récepteurs, les concentrations maximales estimées (et le niveau de risque associé) sont 3 à 4 fois plus faibles.

1 Communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 16 avril 2014.

2 Marge d'exposition = [estimateur de risque *ad hoc*] / [exposition cumulée bruit de fond + exposition cumulée additionnelle] = [40 (µg/m³)-ans] / [2,8 (µg/m³)-ans + 0,476 (µg/m³)-ans] = 12,2.

5.3 Évaluation du risque

5.3.1 Évaluation du risque basée sur la marge d'exposition

L'estimation de la marge d'exposition indique que, pour le récepteur le plus exposé de la zone d'étude, l'exposition cumulée totale à la silice cristalline dans les PMT est 10,4 fois plus faible que le niveau d'exposition cumulé à la silice cristalline respirable auquel des effets sur la santé (silicose) ont été observés chez l'humain. L'analyse de l'incertitude (section 5.2) indique clairement que la marge d'exposition correspondant à la silice cristalline respirable potentiellement émise par le projet Dumont a été sous-estimée (hypothèses prudentes). Elle est donc nécessairement plus élevée que 10,4. En l'absence d'émission par le projet Dumont, la marge d'exposition (correspondant au bruit de fond) a été estimée à 14,3.

Lorsque le niveau d'effet critique a été identifié chez l'humain, les agences de santé qui dérivent des VTR considèrent généralement que, pour protéger les groupes plus sensibles de la population, un facteur de sécurité de 10 est suffisant; ce facteur peut même être réduit lorsque l'information toxicologique le permet. Ce facteur de sécurité, aussi appelé facteur d'incertitude, vise à tenir compte de la sensibilité variable des individus au sein de la population (variabilité interindividuelle). Cal/EPA (2005) a attribué une valeur de 3 à ce facteur lors de la dérivation de sa VTR pour la silice cristalline respirable (voir section 3.5.1). La marge d'exposition obtenue dans la présente étude (10,4 pour la silice cristalline dans les PMT, 12,2 pour la silice cristalline dans les PM₁₀) est comparable au facteur de sécurité par défaut qui serait normalement appliqué pour protéger les populations les plus sensibles.

Sur la base de tout ce qui précède, la marge d'exposition obtenue pour le projet Dumont (supérieure à 10) est suffisante pour s'assurer que le risque de silicose posé par le niveau d'exposition cumulé à la silice cristalline estimé soit négligeable.

5.3.2 Évaluation du risque basée sur l'indice de risque

Du fait des limites d'interprétation de la seule VTR disponible (voir section 3.5.2), nous sommes d'avis que le risque ne devrait pas être évalué à partir de cette VTR. Une telle estimation a toutefois été effectuée à titre informatif, afin de se conformer à l'approche recommandée par l'INSPQ (2012).

L'indice de risque obtenu (0,024) en tenant compte de l'exposition bruit de fond et de l'exposition additionnelle appréhendée est environ 40 fois plus faible que l'unité. Selon le critère d'acceptabilité de l'INSPQ (risque négligeable si indice de risque inférieur à 1), ce résultat indique que le risque de silicose posé par les émissions du projet Dumont serait négligeable.

6. CONCLUSION

La présente étude visait à évaluer les risques pour la santé de la population posés par les émissions atmosphériques de silice cristalline appréhendées lors de l'exploitation projetée du gisement nickélifère de NRC (projet Dumont). Pour ce faire, les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, fournis par WSP, ont servi de base à l'analyse. Cette modélisation a été réalisée à partir d'une combinaison d'hypothèses prudentes afin d'identifier les concentrations maximales pouvant survenir pendant toute la durée de vie (34 ans) du projet. Ces concentrations maximales, utilisées dans la présente étude, sont donc vraisemblablement surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées durant le projet.

L'objectif de l'étude étant de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont aussi été retenues à chaque étape de l'estimation du risque. Le risque de silicose a été estimé selon l'approche recommandée par l'INSPQ. Toutefois, en l'absence de VTR adéquate, un estimateur de risque *ad hoc*, plus sévère que la VTR disponible, a aussi été utilisé. Le risque a été estimé à partir des concentrations de silice cristalline présente dans les particules totales, ce qui a conduit à une surestimation du risque car seule une fraction de ces particules de silice cristalline, les particules dites respirables, peuvent présenter un risque pour la santé. Le risque de silicose a été estimé pour le plus exposé des récepteurs représentatifs des résidences les plus proches du projet.

Les résultats ont indiqué que, pour le récepteur le plus exposé de la zone d'étude, l'exposition cumulée totale à la silice cristalline est au moins 10 fois plus faible que le niveau d'exposition cumulé auquel des effets sur la santé (silicose) ont été observés chez l'humain. Cette marge d'exposition, analogue à un facteur de sécurité, est jugée suffisante pour s'assurer que le risque de silicose est négligeable dans l'ensemble de la population. Le niveau d'exposition attribuable au projet Dumont et utilisé pour estimer le risque ayant été volontairement surestimé, le niveau de risque réel, posé par l'exposition à la silice cristalline respirable seulement, est nécessairement plus faible (la marge d'exposition réelle est donc plus élevée que 10).

Sur la base de ces résultats, et considérant que les risques ont été estimés en se basant sur des hypothèses prudentes à toutes les étapes de l'analyse, nous sommes d'avis que le risque de silicose posé par les émissions potentielles de silice cristalline respirable par le projet Dumont dans l'air ambiant est négligeable pour la population riveraine du projet et des secteurs plus éloignés.

Cette conclusion est valide dans la mesure où les concentrations réelles restent en deçà de celles utilisées pour estimer les risques. Toutes les hypothèses choisies suggèrent que tel sera le cas.

7. RÉFÉRENCES

- ACGIH (2004). American Conference of Governmental Industrial Hygienists. 2004 TLVs and BEIs. Threshold Limit Values for chemical substances and physical agents and Biological Exposure Indices. Cincinnati: ACGIH. pp. 73-6. Tel que cité par CalEPA (2005).
- American Thoracic Society (1997). Adverse effects of crystalline silica exposure. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 155: 761-5.
- Barboza, C. E., Winter, D. H., Seiscento, M., Santos Ude, P. et Terra Filho, M. (2008). Tuberculosis and silicosis: epidemiology, diagnosis and chemoprophylaxis. *Jornal Brasileiro de Pneumologia* 34(11): 959-66.
- BIA (2003). Quality based critical review (QBCR) of the epidemiological literature on silica, silicosis, tobacco smoking and lung cancer. Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitsschutz (BIA).
- Cal/EPA (2005). OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of January 2014 - Silica (cristalline, respirable). California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). Rapport. <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>. Date de l'évaluation: février 2005.
- Calvert, G. M., Rice, F. L., Boiano, J. M., Sheehy, J. W. et Sanderson, W. T. (2003). Occupational silica exposure and risk of various diseases: an analysis using death certificates from 27 states of the United States. *Occupational and Environmental Medicine* 60(2): 122-9.
- Checkoway, H., Heyer, N. J., Seixas, N. S., Welp, E. A., Demers, P. A., Hughes, J. M. et al. (1997). Dose-response associations of silica with nonmalignant respiratory disease and lung cancer mortality in the diatomaceous earth industry. *American Journal of Epidemiology* 145(8): 680-8.
- Chen, W., Zhuang, Z., Atfield, M. D., Chen, B. T., Gao, P., Harrison, J. C., Fu, C., Chen, J. Q. et Wallace, W. E. (2001). Exposure to silica and silicosis among tin miners in China: exposure-response analyses and risk assessment. *Occupational and Environmental Medicine* 58(1): 31-7.
- Churchyard, G. J., Ehrlich, R., teWaterNaude, J. M., Pemba, L., Dekker, K., Vermeijs, M., White, N. et Myers, J. (2004). Silicosis prevalence and exposure-response relations in South African goldminers. *Occupational and Environmental Medicine* 61(10): 811-6.
- Environnement Canada et Santé Canada (2013). Évaluation préalable pour le Défi concernant le quartz (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14808-60-7) et la cristobalite (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14464-46-1).
- GENIVAR (2012). Projet Dumont. Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social. Rapport réalisé pour Royal Nickel Corporation (RNC). 23 novembre 2012. 6 volumes. Pagination par section et annexes. Projet No. 111-15275-0. Rapport.
- GENIVAR (2013). Projet Dumont. Modélisation de la dispersion atmosphérique (Révision 1). Projet Dumont - Exploitation et traitement de ressources nickelifères. Rapport soumis à Royal Nickel Corporation. 215 pages et annexes. Décembre 2013. Projet No. 111-15275-0. Rapport.
- Hnizdo, E. et Sluis-Cremer, G. K. (1993). Risk of silicosis in a cohort of white South African gold miners. *American Journal of Industrial Medicine* 24(4): 447-57. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).

- Hnizdo, E., Sluis-Cremer, G. K., Baskind, E. et Murray, J. (1994). Emphysema and airway obstruction in non-smoking South African gold miners with long exposure to silica dust. *Occupational and Environmental Medicine* 51: 557-63.
- Hughes, J. M., Weill, H., Checkoway, H., Jones, R. N., Henry, M. M., Heyer, N. J., Seixas, N. S. et Demers, P. A. (1998). Radiographic evidence of silicosis risk in the diatomaceous earth industry. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 158(3): 807-14. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- IARC (1997). Silica. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans* Volume 68. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol68/silica.html>
- INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Institut national de santé publique du Québec, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie. Rapport. 107 pages.
- MDDEP (2005). Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Rapport. 32 pages pages.
- MRN (2013). Aperçu géologique. Ministère des Ressources naturelles. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/geologie/geologie-apercu.jsp>.
- NIOSH (2002). Health effects of occupational exposure to respirable crystalline silica. NIOSH Hazard review. U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Center for Disease Control & Prevention. Department of Human Health Services (DHHS), National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). Publication No. 2001-145 (CD-ROM) April 2002. <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2002-129/pdfs/02-129.pdf>
- NTP (2011). Silica, Crystalline (Respirable Size). *Report on Carcinogens, Twelfth Edition. National Toxicology Program, Department of Health and Human Services.*
- Parks, C. G., Conrad, K. et Cooper, G. S. (1999). Occupational exposure to crystalline silica and autoimmune disease. *Environmental Health Perspectives* 107(Suppl. 5): 793-802.
- RNC (2013). Projet Dumont. Royal Nickel Corporation. <http://www.royalnickel.com/fr/pr-dumont-project.php>.
- Rushton, L. (2007). Chronic obstructive pulmonary disease and occupational exposure to silica. *Reviews on Environmental Health* 22(4): 255-72.
- Santé Canada (2010). L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées. Version 2.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux. Rapport. 194 pages. <http://www.santecanada.gc.ca>.
- Steenland, K. et Brown, D. (1995a). Silicosis among gold miners: exposure-response analyses and risk assessment. *Am J Pub Health* 85(10): 1372-77. Tel que cité par Cal/EPA (2005) et Environnement Canada et Santé Canada (2013).
- Steenland, K. et Brown, D. (1995b). Mortality study of miners exposed to silica and nonasbestiform amphibole minerals: an update with 14 more years of follow-up. *American Journal of Industrial Medicine* 27: 217-29. Tel que cité par Environnement Canada et Santé Canada (2013).
- Steenland, K., Attfield, M. et Mannelje, A. (2002). Pooled analyses of renal disease mortality and crystalline silica exposure in three cohorts. *Annals of Occupational Hygiene* 46(Suppl. 1): 4-9.
- Steenland, K. (2005). One agent, many diseases: exposure-response data and comparative risks of different outcomes following silica exposure. *Am J Ind Med* 48(1): 16-23.

U.S. EPA (1996). Ambient levels and noncancer effects of inhaled crystalline and amorphous silica. Health issue assessment. Rapport no. EPA/600/R-95/115. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.

Witschi, H. R. et Last, J. A. (2001). Toxic responses of the respiratory system. In: Casarett and Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons. 6th Ed. Klaassen CD (ed). New York: McGraw-Hill. Tel que cité dans Ca/EPA (2005).

ANNEXE A

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DE LA SILICE CRISTALLINE – INFORMATION COMPLÉMENTAIRE

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DE LA SILICE CRISTALLINE

INFORMATION COMPLÉMENTAIRE

	Page
1 PRÉSENTATION SOMMAIRE DES DONNÉES ÉPIDÉMIOLOGIQUES DISPONIBLES.....	3
2 RELATIONS DOSE-RÉPONSES.....	4
2.1 Sommaire des relations dose-réponse	4
2.2 Relations dose-réponse à faible dose	5
3 RÉFÉRENCES	6

1 Présentation sommaire des données épidémiologiques disponibles

Plusieurs études épidémiologiques portant sur le lien entre l'exposition à la silice en milieu professionnel et l'incidence de silicose ont été publiées. Les études permettant d'établir une relation dose-réponse ont été sélectionnées et résumées par Cal/EPA (2005). Brièvement, ces études peuvent être résumées comme suit :

- Milieux professionnels étudiés :
 - Exploitations minières (uranium, or, métaux mélangés, étain) (Muir, *et coll.*, 1989; Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993; Churchyard, *et coll.*, 2003; Churchyard, *et coll.*, 2004; Murray, *et coll.*, 1996; Steenland et Brown, 1995; Kreiss et Zhen, 1996; Chen, *et coll.*, 2001);
 - Fonderie de fer (Rosenman, *et coll.*, 1996);
 - Calcination de terre diatomacée (Hughes, *et coll.*, 1998; Park, *et coll.*, 2002);
 - Exploitation de granit (Ng et Chan, 1994);
 - Production de sable (McDonald, *et coll.*, 2001; Hughes, *et coll.*, 2001; Rando, *et coll.*, 2001);
 - Industrie de la céramique (Cavariani, *et coll.*, 1995; Legrand-Cattan, *et coll.*, 1998);
 - Industrie de l'ardoise (Glover, *et coll.*, 1980; Saiyed, *et coll.*, 1985; Saiyed et Chatterjee, 1985).
- Populations étudiées : travailleurs adultes, le plus souvent de sexe masculin. Au total, plus de 14 000 travailleurs (cohortes de 100 à 3 010 travailleurs selon les études).
- Estimation de l'exposition :
 - Estimation rétrospective de l'exposition à partir du type de travail réalisé;
 - Selon Cal/EPA, les données individuelles concernant le niveau et la durée de l'exposition ne sont pas (ou rarement) disponibles;
 - Les niveaux d'exposition sont le plus souvent exprimés de façon cumulative (en (mg/m³)-ans);
 - L'exposition est souvent fournie en termes de poussières totales. Quelques études indiquent la proportion de silice mesurée dans les poussières. Lorsque ce n'est pas le cas, les concentrations de silice ont été estimées à partir de la proportion de silice mesurée à la source (ex. : gisement);
 - La plupart des études concernent des expositions à de la silice fraîchement fracturée.
- Effets sur la santé étudiés : toutes les études établissent un lien entre l'exposition à la silice et le développement de silicose. Toutefois, la méthodologie utilisée pour estimer le nombre de cas de silicose varie d'une étude à l'autre.

- La silicose est le plus souvent diagnostiquée à partir de radiographies des poumons, interprétées par une ou plusieurs personnes (résultats variables selon la personne qui lit les radiographies). Le degré d'avancement de la maladie retenu correspond à la cote 1/1 (ou plus) selon le système de l'*International Labor Organization* (ILO, 1980), ce qui signifie « présence certaine de petits nodules silicotiques ». Dans une étude (Kreiss et Zhen, 1996), la cote minimale était moins restrictive (1/0 : « présence vraisemblable mais non certaine de petits nodules silicotiques »).
- Dans certaines études, le diagnostic basé sur les radiographies a été confronté aux résultats de l'autopsie. Certains auteurs ont uniquement retenu les résultats concordants.
- Sur les ~ 14 000 travailleurs étudiés, près de 1 900 (12%) ont été diagnostiqués avec une silicose. Cette incidence est probablement sous-estimée car tous les travailleurs exposés n'ont pas fait l'objet d'un suivi à long terme et tous les travailleurs décédés n'ont pas fait l'objet d'une autopsie (Cal/EPA, 2005).
- Considération du temps de latence du développement de la silicose : le temps passé entre la dernière exposition et le diagnostic est variable d'une étude à l'autre. Considérant que la silicose peut se déclarer jusque 20 ans après cessation de l'exposition, les résultats sont d'autant plus fiables que la période de suivi des travailleurs est longue.
- Indicateurs de risque : selon les études, le développement de silicose a été corrélé avec un à quatre paramètres d'exposition, soit l'exposition cumulée ((mg/m³)-ans), la durée de l'exposition, le niveau moyen d'exposition (mg/m³) et/ou le temps passé entre la dernière exposition professionnelle et le diagnostic.
- Relations dose-réponses : les relations exposition-cumulée-réponse obtenues dans les différents milieux professionnels sont très semblables.

2 Relations dose-réponses

2.1 Sommaire des relations dose-réponse

Des relations quantitatives entre l'exposition cumulée et l'incidence de silicose ont été établies par les auteurs des études épidémiologiques ou par Cal/EPA (2005). Ces relations peuvent être résumées comme suit :

- Les relations dose-réponse sont semblables d'une étude à l'autre. Par exemple, pour une exposition cumulée de l'ordre de 4 (mg/m³)-ans, le risque de silicose observé chez les travailleurs est de l'ordre de 50% (Hnizdo & Sluis-Cremer 1993; Steenland et Brown, 1995; Kreiss et Zhen, 1996; Chen, *et coll.*, 2001).

- Les relations dose-réponse ne sont pas linéaires lorsque les doses cumulées moyennes varient de plus d'un ordre de grandeur.
- Dans quelques études, l'exposition cumulée des travailleurs était relativement faible du fait de leur courte durée d'exposition (quelques années vs. plus de 20 ans dans d'autres études) et/ou du niveau d'exposition moyen. Parmi ces études, celle de Chen *et coll.* (2001) indique que le risque relatif augmente avec l'exposition cumulée, avec une relation linéaire à des niveaux d'exposition médians compris entre 0,18 et 1,8 (mg/m³)-ans (durée d'exposition ≤ 11,9 ans, période de suivi post-exposition : 14-22 ans) (Cal/EPA 2005).

2.2 Relations dose-réponse à faible dose

Dans la plupart des études épidémiologiques, des travailleurs ont été exposés à des doses cumulées relativement faibles. Certains auteurs avaient d'ailleurs considéré ces travailleurs comme « non exposés ». Cependant, considérant que des cas de silicose ont été rapportés chez ces travailleurs et considérant que la silicose n'a pas de cause environnementale connue, il est peu probable que ces cas ne soient pas reliés à l'exposition professionnelle (Cal/EPA, 2005).

Les relations dose-réponse de certaines de ces études ont été retenues par Cal/EPA pour dériver une valeur de référence selon l'approche Benchmark. Cette approche permet de déterminer, en tenant compte de la forme de la relation et de l'incertitude qui y est associée, la concentration d'exposition associée à un niveau de risque donné (BMCL). La BMCL correspond à la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la concentration moyenne correspondant à un niveau de risque donné (ex. : 1%). La BMCL est donc plus faible (plus prudente) que la concentration moyenne à laquelle l'effet a été réellement observé.

Lorsque les données le permettaient, Cal/EPA (2005) a utilisé cette approche pour estimer l'exposition cumulée correspondant à un risque de silicose de 1% (BMCL₀₁)¹ ou de 5% (BMCL₀₅) pour les travailleurs. Ces BMCL ont ensuite été converties pour une exposition continue en tenant compte des conditions d'exposition des travailleurs, en supposant qu'un travailleur inhale 10 m³ d'air par jour sur son lieu de travail et que le taux d'inhalation d'un adulte est de 20 m³/jour (ex. : BMCL_{continu} = BMCL_{travailleur} x 240j./365j. x 10/20). Ces résultats sont présentés au tableau suivant.

¹ Limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la concentration moyenne à laquelle 1% de la population étudiée a développé une silicose

Tableau A-1. Estimateurs de risque de silicose dérivés par Cal/EPA (2005)

Référence (cohorte, industrie, pays)	Conditions d'exposition des travailleurs (durée moyenne d'exposition) ^a	Estimateur de risque (exposition cumulée à la silice respirable en (mg/m ³)-ans)		
		BMCL (incidence)	Exposition du travailleur ^b	Exposition continue ^c
Chen <i>et coll.</i> (2001) (n=3010, mine d'étain, Chine)	240 j./an (2,2 ans)	BMCL ₀₁ (1%)	0,132	0,040
Hnizdo et Sluis-Cremer (1993) (n=2235, mine d'or, Afrique du Sud)	270 j./an (24 ans)	BMCL ₀₁ (1%)	0,636	0,235
Steenland et Brown (1995) (n=3330, mine d'or, Dakota du Sud)	270 j./an (9 ans)	BMCL ₀₁ (1%)	0,34	0,112
Churchyard <i>et coll.</i> (2004) (n=510, mine d'or, Afrique du Sud)	240 j./an (21,8 ans)	BMCL ₀₅ (5%)	0,673	0,249

Source : Cal/EPA (2005)

^a : Lorsque disponible, groupe de travailleurs exposés à des niveaux comparables à la BMCL

^b : 10 heures par jour, 240 ou 270 jours par année (voir 2^e colonne du tableau)

^c : 24 heures par jour, 365 jours par année

3 Références

- Cal/EPA (2005). OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of January 2014 - Silica (cristalline, respirable). California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). Rapport. <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>. Date de l'évaluation: février 2005.
- Cavariani, F., Di Pietro, A., Miceli, M., Forastiere, F., Biggeri, A., Scavalli, P., Petti, A. et Borgia, P. (1995). Incidence of silicosis among ceramic workers in central Italy. *Scand J Work Environ Health* **21**(Suppl 2): 58-62. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Chen, W., Zhuang, Z., Attfeld, M. D., Chen, B. T., Gao, P., Harrison, J. C., Fu, C., Chen, J. Q. et Wallace, W. E. (2001). Exposure to silica and silicosis among tin miners in China: exposure-response analyses and risk assessment. *Occupational and Environmental Medicine* **58**(1): 31-7.
- Churchyard, G., Pembe, L., Magadla, B., Dekker, K., Vermeijs, M., Ehrlich, R., teWaterNaude, J. et Myers, J. (2003). Silicosis prevalence and exposure response relationships in older black miners on a South African goldmine. Final report **Simhealth 606**. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Churchyard, G. J., Ehrlich, R., teWaterNaude, J. M., Pembe, L., Dekker, K., Vermeijs, M., White, N. et Myers, J. (2004). Silicosis prevalence and exposure-response relations in South African goldminers. *Occupational and Environmental Medicine* **61**(10): 811-6.
- Glover, J. R., Bevan, C., Cotes, J. E., Elwood, P. C., Hodges, N. G., Kell, R. L., Lowe, C. R., McDermott, M. et Oldham, P. D. (1980). Effects of exposure to slate dust in North Wales. *Br J Ind Med* **37**(2): 152-62. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).

- Hnizdo, E. et Sluis-Cremer, G. K. (1993). Risk of silicosis in a cohort of white South African gold miners. *Am J Ind Med* **24**: 447-57. Tel que cité par U.S. EPA (1996) et Cal/EPA (2005).
- Hughes, J. M., Weill, H., Checkoway, H., Jones, R. N., Henry, M. M., Heyer, N. J., Seixas, N. S. et Demers, P. A. (1998). Radiographic evidence of silicosis risk in the diatomaceous earth industry. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* **158**(3): 807-14. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Hughes, J. M., Weill, H., Rando, R. J., Shi, R., McDonald, A. D. et McDonald, J. C. (2001). Cohort mortality study of North American industrial sand workers. II. Case-referent analysis of lung cancer and silicosis deaths. *Ann Occup Hyg.* **45**(3): 201-7 Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Kreiss, K. et Zhen, B. (1996). Risk of silicosis in a Colorado mining community. *Am J Ind Med* **30**(5): 529-39. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Legrand-Cattan, K., Vuillaume, M., Iwatsubo, Y., Ameille, J., Brochard, P., Letourneux, M., Housset, B., Laureillard, J. et Pairon, J. (1998). Silicosis in the ceramic industry: dose-response relationship. (Chiyotani K, H. Y., Aizawa Y, Ed. Eds.), pp. Pp. 113-117. Elsevier, Amsterdam. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- McDonald, A. D., McDonald, J. C., Rando, R. J., Hughes, J. M. et Weill, H. (2001). Cohort mortality study of North American industrial sand workers. I. Mortality from lung cancer, silicosis and other causes. *Ann Occup Hyg.* **45**(3): 193-9. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Muir, D. C., Julian, J. A., Shannon, H. S., Verma, D. K., Sebestyen, A. et Bernholz, C. D. (1989). Silica exposure and silicosis among Ontario hardrock miners: III. Analysis and risk estimates. *Am J Ind Med* **16**(1): 29-43. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Murray, J., Kielkowski, D. et Reid, P. (1996). Occupational disease trends in black South African gold miners. An autopsy-based study. *Am J Respir Crit Care Med* **153**(2): 706-10. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Ng, T. P. et Chan, S. L. (1994). Quantitative relations between silica exposure and development of radiological small opacities in granite workers. *Ann Occup Hyg.* **38**(Suppl 1): 857-63. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Park, R., Rice, F., Stayner, L., Smith, R., Gilbert, S. et Checkoway, H. (2002). Exposure to crystalline silica, silicosis, and lung disease other than cancer in diatomaceous earth industry workers: a quantitative risk assessment. *Occup Environ Med* **59**(1): 36-43.
- Rando, R. J., Shi, R., Hughes, J. M., Weill, H., McDonald, A. D. et McDonald, J. C. (2001). Cohort mortality study of North American industrial sand workers. III. Estimation of past and present exposures to respirable crystalline silica. *Ann Occup Hyg* **45**(3): 209-16.
- Rosenman, K. D., Reilly, M. J., Rice, C., Hertzberg, V., Tseng, C. Y. et H.A., A. (1996). Silicosis among foundry workers. Implication for the need to revise the OSHA standard. *Am J Epidemiol* **144**(9): 890-900.
- Saiyed, H. N. et Chatterjee, B. B. (1985). Rapid progression of silicosis in slate pencil workers: II. A follow-up study. *Am J Ind Med* **8**(2): 135-42. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Saiyed, H. N., Parikh, D. J., Ghodasara, N. B., Sharma, Y. K., Patel, G. C., Chatterjee, S. K. et Chatterjee, B. B. (1985). Silicosis in slate pencil workers: I. An environmental and medical study. *Am J Ind Med* **8**(2): 127-33. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).
- Steenland, K. et Brown, D. (1995). Silicosis among gold miners: exposure--response analyses and risk assessment. *Am J Public Health* **85**(10): 1372-7. Tel que cité dans Cal/EPA (2005).

ANNEXE B

**CONCENTRATIONS ESTIMÉES DANS L'AIR PAR MODÉLISATION
DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE (WSP)**

Concentrations moyennes annuelles de silice cristalline modélisées dans l'air ambiant pour chacun des récepteurs ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à partir des émissions atmosphériques du projet Dumont

Récepteur	Année 8 (scénario 1)			Année 10 (scénario 2)			
	Particule de support	PMT	PM ₁₀	PM _{2.5}	PMT	PM ₁₀	PM _{2.5}
Récepteur le moins exposé		7.04E-03	3.09E-03	9.74E-04	9.75E-03	3.86E-03	1.05E-03
Récepteur le plus exposé		2.74E-02	1.26E-02	4.16E-03	3.24E-02	1.43E-02	3.10E-03
ECO1		7.04E-03	3.09E-03	9.74E-04	9.75E-03	3.86E-03	1.05E-03
ECO2		1.01E-02	3.62E-03	1.02E-03	1.55E-02	4.93E-03	1.74E-03
RES1		9.71E-03	3.52E-03	1.03E-03	1.50E-02	4.87E-03	1.70E-03
RES2		9.59E-03	3.47E-03	1.02E-03	1.49E-02	4.84E-03	1.65E-03
RES3		9.65E-03	3.49E-03	1.02E-03	1.51E-02	4.88E-03	1.65E-03
RES4		9.69E-03	3.49E-03	1.02E-03	1.52E-02	4.89E-03	1.66E-03
RES5		8.56E-03	3.79E-03	1.21E-03	1.14E-02	4.51E-03	1.25E-03
RES6		8.76E-03	3.87E-03	1.24E-03	1.14E-02	4.50E-03	1.25E-03
RES7		9.42E-03	4.17E-03	1.35E-03	1.19E-02	4.69E-03	1.30E-03
RES8		9.73E-03	4.32E-03	1.39E-03	1.22E-02	4.81E-03	1.34E-03
RES9		1.19E-02	5.36E-03	1.77E-03	1.43E-02	5.70E-03	1.54E-03
RES10		1.25E-02	5.64E-03	1.87E-03	1.48E-02	5.88E-03	1.58E-03
RES11		1.73E-02	7.96E-03	2.67E-03	1.66E-02	6.83E-03	1.83E-03
RES12		1.73E-02	7.95E-03	2.67E-03	1.65E-02	6.80E-03	1.82E-03
RES13		1.83E-02	8.40E-03	2.83E-03	1.67E-02	6.91E-03	1.85E-03
RES14		2.41E-02	1.11E-02	3.78E-03	1.90E-02	7.96E-03	2.12E-03
RES15		2.43E-02	1.12E-02	3.82E-03	1.94E-02	8.11E-03	2.14E-03
RES16		2.49E-02	1.15E-02	3.91E-03	2.00E-02	8.34E-03	2.18E-03
RES17		2.52E-02	1.16E-02	3.97E-03	2.03E-02	8.51E-03	2.21E-03
RES18		2.55E-02	1.18E-02	4.01E-03	2.07E-02	8.69E-03	2.25E-03
RES19		2.63E-02	1.21E-02	4.11E-03	2.16E-02	9.08E-03	2.34E-03
RES20		2.74E-02	1.26E-02	4.16E-03	2.42E-02	1.03E-02	2.55E-03
RES21		2.46E-02	1.12E-02	3.43E-03	2.83E-02	1.23E-02	2.84E-03
RES22		2.32E-02	1.04E-02	3.00E-03	3.14E-02	1.38E-02	3.03E-03
RES23		2.32E-02	1.03E-02	2.93E-03	3.24E-02	1.43E-02	3.10E-03
RES24		1.21E-02	4.80E-03	1.39E-03	1.65E-02	6.12E-03	2.04E-03
RES25		1.17E-02	4.53E-03	1.24E-03	1.63E-02	5.99E-03	1.78E-03
RES26		1.17E-02	4.46E-03	1.24E-03	1.69E-02	6.20E-03	1.89E-03
RES27		1.28E-02	4.78E-03	1.34E-03	1.80E-02	6.52E-03	2.11E-03
RES28		1.34E-02	4.97E-03	1.35E-03	1.80E-02	6.44E-03	2.10E-03
RES29		1.22E-02	4.55E-03	1.26E-03	1.69E-02	6.08E-03	2.00E-03
RES30		1.01E-02	3.84E-03	1.10E-03	1.56E-02	5.59E-03	1.93E-03

Source: WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 16 avril 2014)

ANNEXE C

LETTRE CONCERNANT LE DEGRÉ DE PRUDENCE (CONSERVATISME) DE LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE (WSP)



Trois-Rivières, le 8 mai 2014

Madame Marie-Odile Fouchécourt
Directrice de projets - Analyse de risques
Sanexen Services Environnementaux inc.
9935, avenue de Catania
Entrée 1, bureau 200
Brossard (Québec) Canada J4Z 3V4

No/Réf. : 111-15275-01

Objet : **Évaluation du conservatisme de la modélisation de la dispersion atmosphérique de la silice cristalline**
Royal Nickel Corporation (RNC) - Projet Dumont

Madame Fouchécourt,

Dans le cadre de l'étude des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques du projet Dumont, nous vous transmettons notre évaluation du conservatisme relativement aux résultats de la silice cristalline, présentés dans la révision 1 du rapport de la Modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, Novembre 2013).

CONTEXTE

La modélisation de la dispersion atmosphérique est réalisée dans le but d'évaluer les concentrations potentielles maximales dans l'air ambiant, pour les différents polluants pertinents au projet, et de s'assurer que les normes prévues par le règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) seront respectées en tout temps suite à la mise en opération du chantier. La méthodologie employée est donc étroitement liée aux périodes prescrites à l'annexe K du RAA, pour chacun des polluants normés.

De façon générale, il est important de préciser que les taux d'émission sont estimés à l'aide d'équations empiriques visant à donner un ordre de grandeur des émissions plutôt qu'un chiffre exact. Ces équations ont été développées à l'aide de mesures effectuées dans des contextes et des climats variés. Par exemple, aucune de ces équations ne prend en compte les conditions hivernales et la couverture de neige, ce qui est pourtant une réalité importante au Québec.

SCÉNARIOS MODÉLISÉS

Pour évaluer les impacts de l'exploitation de la mine sur la qualité de l'air, des scénarios conservateurs, mais réalistes ont été déterminés. En effet, selon le Guide de la Modélisation de la Dispersion Atmosphérique du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), les résultats présentés doivent correspondre aux maximums obtenus, pour chacune des périodes, à chacun des récepteurs ou groupes de récepteurs. Par conséquent, des « scénarios pire cas » doivent être modélisés afin de bien représenter les maximums pouvant survenir pendant toute la durée de vie du projet.

Or, dans le cadre des modélisations de la dispersion atmosphérique du projet Dumont, les deux « scénarios pire cas » présentés correspondent à la 8^e et 10^e année de production. Ces périodes de productions ont été retenues en raison des tonnages élevés qui seront extraits lors de ces années et de l'emplacement des activités de forage, de sautage et de chargement dans la fosse. L'utilisation des concentrations provenant de la modélisation de la dispersion atmosphérique de ces deux années de production constitue donc une approche conservatrice relativement à toute la durée de vie du projet Dumont.

PARTICULES

En ce qui concerne les particules, le RAA définit des normes sur une période de 24 heures. Dans ce contexte, la journée typique du « scénario pire cas » est donc testée sur l'ensemble de l'échantillon météorologique horaire de cinq ans. Les concentrations annuelles calculées à partir de ces scénarios journaliers sont donc surestimées.

D'autre part, suivant les directives du MDDEFP, la déposition des particules n'est pas prise en compte dans les modélisations. Or, la déposition contribue à réduire de façon considérable les concentrations de particules totales dans l'air, particulièrement par vent faible, alors que la dispersion est faible. Les concentrations maximales modélisées pour les particules totales sur une période de 24 heures sont en effet obtenues lors de vents faibles. Il est donc évident que celles-ci sont surestimées en négligeant la déposition. Il faut par contre préciser que la déposition est un phénomène de plus faible amplitude en ce qui a trait aux particules fines. La surestimation due à la déposition s'applique donc principalement aux particules totales. De plus, étant donné que la déposition n'est pas prise en compte, la resuspension des particules déposées n'est également pas considérée. Cette resuspension d'une fraction des particules déposées serait cependant observée lors de conditions météorologiques différentes, soit spécifiquement par vents forts. Or, comme la resuspension n'est que partielle et que les vents forts sont moins fréquents et entretiennent une meilleure dispersion, il est possible que les concentrations annuelles soient également surestimées par des modélisations qui négligent l'effet de la gravité sur les composés particulaires. Malgré tout, il est important de spécifier qu'une analyse spécifique incluant la déposition et la resuspension devrait tout d'abord être effectuée avant de pouvoir quantifier l'effet de ces phénomènes relativement aux résultats de modélisation actuels.

Également, toujours dans le but de déterminer les concentrations maximales de particules sur une période de 24 heures, il faut noter que les précipitations (pluie et neige) ne sont pas prises en compte dans les modélisations. Or, sur une période annuelle, celles-ci contribuent à diminuer les émissions de particules et, par conséquent, les concentrations moyennes réelles.

SILICE CRISTALLINE

Dans le contexte de la modélisation de la dispersion de la silice cristalline du projet Dumont, les concentrations dans susceptibles de se retrouver dans l'air ambiant sont estimées directement via les sources diffuses de poussières. L'incertitude discutée précédemment sur les concentrations de particules modélisées a donc un impact sur les résultats de la silice cristalline. Par exemple, la surestimation des moyennes annuelles de particules implique également une surestimation des moyennes annuelles modélisées pour la silice cristalline.

En deuxième lieu, la teneur en silice cristalline mesurée dans les différents types de matériaux manipulés (minerai, stériles, argiles) est utilisée afin d'estimer la teneur en silice cristalline dans les particules. La teneur moyenne est calculée pour chacune des lithologies et les sources d'émissions sont regroupées selon les lithologies qui leur sont associées. Pour une période annuelle, la teneur en silice cristalline provient de la moyenne pondérée de la composition des lithologies associées, tandis que pour une période de 1h, la teneur en silice cristalline de chaque groupe de sources est posée comme le maximum des teneurs des lithologies associées. Les tableaux 6 présentés dans la révision 1 du rapport de la Modélisation de la dispersion atmosphérique du projet Dumont présentent cette composition par lithologie pour les scénarios modélisés. Les tableaux 7 du rapport de modélisation listent quant à eux les teneurs en métaux obtenues pour chacune des différentes sources d'émissions considérées.

Or, cette méthodologie de calcul pour déterminer la teneur en silice cristalline des particules totales permet d'obtenir une évaluation spécifique aux différentes périodes modélisées. De plus, le fait de considérer des groupes de sources de même lithologie permet d'obtenir à chacun des récepteurs la provenance des poussières et de calculer des concentrations de silice cristalline plus réalistes. Conséquemment, il a été possible à l'aide de cette méthodologie d'éliminer les émissions de silice cristalline provenant des sources de routage, la plus grande source d'émission de poussières du projet. En effet, RNC s'est engagé à utiliser des matériaux granulaires exempts de silice cristalline (gabbro inférieur et basalte) pour la surface de roulement des routes de halage; ce qui est aurait été impossible à considérer si la teneur maximale de toutes les lithologies avait été utilisée.



En espérant le tout conforme à vos attentes. N'hésitez pas à contacter le soussigné pour tout complément d'information relativement à la présente.

Veuillez accepter, Mme Fouchécourt, l'expression de nos sentiments les meilleurs.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Pascal Rhéaume', with a large, sweeping flourish at the end.

Pascal Rhéaume, ing., M.Sc.A.
Directeur de projets

WSP Canada Inc.
3450, Gene-H.-Kruger, bureau 300
Trois-Rivières (Québec) G9M 4M3 Canada
T +1 819-375-8550, poste 344
F +1 819-375-1217

www.wspgroup.com

Nous étions GENIVAR. Nous sommes aujourd'hui WSP.

PR/nl