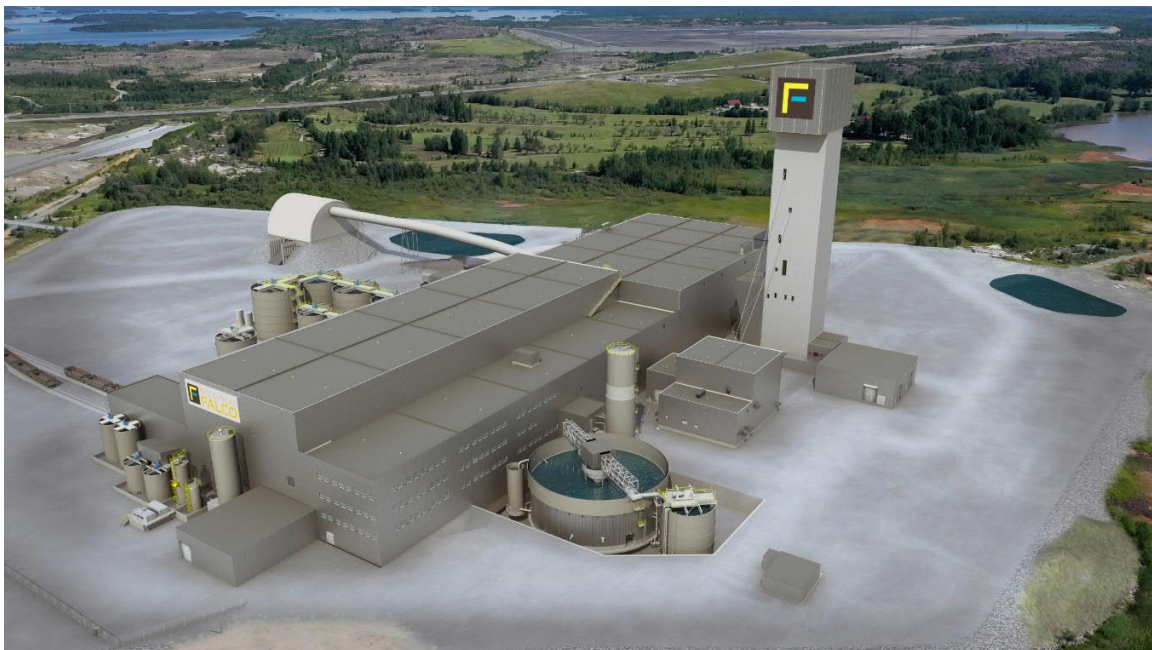




Réponse aux commentaires émis par l'INSPQ
dans le cadre du BAPE portant sur le projet Falco
Horne 5 à Rouyn-Noranda, à propos des études
réalisées par Sanexen



13 septembre 2024

Le 12 septembre 2024

Madame Hélène Cartier
Vice-Présidente Environnement
Ressources Falco Ltée
1100, avenue des Canadiens-de-Montréal, bureau 300
Montréal (Québec) H3B 2S2

N/Réf. : 4020.240786

Objet : Réponse aux commentaires émis par l'INSPQ dans le cadre du BAPE portant sur le projet Falco Horne 5 à Rouyn-Noranda à propos des études réalisées par Sanexen

Madame,

Le présent document présente nos réponses aux commentaires émis par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ, 2024) dans le cadre des audiences du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) à propos des études suivantes :

- Sanexen (2020). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par les émissions atmosphériques de silice cristalline. Projet Horne 5, Rouyn-Noranda, Québec. Septembre 2020. Rapport préparé par Sanexen Services Environnementaux inc. pour Ressources Falco Ltée. RA20-156-1.
- Sanexen (2021). Contribution des émissions atmosphériques à l'exposition à certains métaux. Projet Horne 5, Rouyn-Noranda, Québec. Juin 2021. Rapport préparé par Sanexen Services Environnementaux inc. pour Ressources Falco Ltée. RA20-156-2.

Les commentaires et les réponses sont fournis aux sections suivantes. La liste des références est fournie en à l'annexe A.

1. ÉTUDE PORTANT SUR LA SILICE CRISTALLINE

Commentaire général de l'INSPQ : « L'évaluation de risque réalisée est généralement conforme avec les Lignes directrices de l'INSPQ (2012) quant aux étapes suivies, aux équations utilisées et aux scénarios d'exposition. Toute comme pour l'ER [étude de risque] portant sur les sept métaux, le recours à plusieurs récepteurs différents sur le territoire impacté par le projet constitue un atout intéressant. Cependant, le choix des VTR utilisées soulève des questions, de même que l'approche suivie pour compenser l'incertitude découlant de l'absence de données de bruit de fond pour la ville de Rouyn-Noranda pour la silice cristalline. »

Réponse : À la suite de ces commentaires généraux et après avoir considéré l'ensemble des commentaires détaillés ci-après, nous sommes en mesure d'affirmer que les conclusions de notre étude d'évaluation des risques demeurent valides, c'est-à-dire que, sur la base des concentrations de silice cristalline modélisées dans l'air et sur la base des données toxicologiques disponibles actuellement, les risques pour la santé de la population posés par les émissions de silice cristalline qui pourraient être engendrés par le projet Horne 5 sont négligeables.

1.1 Commentaire I

- **INSPQ** : « Dans la section 3.2, le rapport rapporte les VTR pour des effets non cancérigènes avec seuil du Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ), mais ne rapporte pas le risque unitaire pour le cancer du poumon proposé par ce même organisme. L'auteur de l'ER justifie cette omission par le fait que les preuves de génotoxicité directe sont non concluantes et que, par conséquent, l'évaluation du risque d'effets cancérigènes sans seuil n'est pas réalisée dans le cas du projet Horne 5. Le Mine Safety and Health Administration (MSHA) aux États-Unis, qui a baissé en avril 2024 sa norme en milieu de travail sur la silice cristalline respirable, considère qu'elle présente à la fois des évidences de génotoxicité directe et indirecte, notamment par l'augmentation de la génération de bris d'ADN[5]. Dans ce contexte, il n'est pas exclu que la silice cristalline respirable puisse causer des effets selon un mode d'action sans seuil de dose. Ainsi, sur la base du risque unitaire publiée par la TCEQ[6], une valeur guide sanitaire de 0,027 µg/m³ correspond à un risque négligeable de 1 cas additionnel de cancer du poumon sur 1 million de personnes exposées de manière continue pendant 70 ans[7]. Il est à noter que le critère de gestion du MELCCFP de 0,07 µg/m³, qui consiste en une moyenne annuelle, est basé sur ce risque unitaire[8]. Procéder à l'évaluation des risques pour le cancer du poumon apparaît d'autant plus pertinente pour le projet Horne 5. »

- **Réponse** : Tout d'abord il convient de corriger des affirmations inexactes. La caractérisation toxicologique (section 3.1, page 8 de l'étude) mentionne que la silice cristalline respirable est vraisemblablement un cancérigène avec seuil mais que « l'information disponible ne permet pas d'écarter hors de tout doute la possibilité que la silice cristalline puisse aussi interagir directement avec le matériel génétique chez l'humain ». Sur la base de ce qui précède, et considérant que les niveaux d'exposition environnementale sont faibles, l'étude repose principalement sur des VTR avec seuil. Néanmoins, le risque de cancer du poumon qui pourrait être engendré par le projet Horne 5 a aussi été évalué en utilisant une approche sans seuil et une approche avec seuil, à partir des concentrations maximales de silice cristalline respirable modélisées.

Comme indiqué à la section 5.2.2 du rapport, les résultats indiquent que ce risque est négligeable, que ce soit en utilisant le risque unitaire proposé par la TCEQ (2009) ou en utilisant la VTR provisoire proposée par l'INSPQ (2016) tenant compte de la cancérogénicité de la silice cristalline :

- Approche sans seuil : le risque unitaire pour le cancer du poumon proposé par la TCEQ ($3,6 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) est indiqué à la section 5.2.2 (note de bas de page n° 3, à la page 18). Le risque additionnel de cancer du poumon qui pourrait être engendré par les émissions du projet calculé à partir de ce risque unitaire est indiqué à la page 19 (note de bas de page n° 1). Le niveau de risque estimé pour le projet Horne 5 (soit $2,7 \times 10^{-7}$) est inférieur au critère d'acceptabilité de l'INSPQ ($< 1 \times 10^{-6}$, c.-à-d. que le risque est négligeable, car inférieur à 1 cas sur 1 million);
- Approche avec seuil : en utilisant la VTR provisoire tenant compte du potentiel cancérigène de la silice cristalline indiquée par l'INSPQ ($0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$)¹, on obtiendrait un indice de risque de 0,12 (risque négligeable). Bien que cet indice de risque ne soit pas indiqué dans le rapport, la concentration d'exposition ($0,035 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et la VTR provisoire permettant de le calculer sont indiquées au 1^{er} paragraphe de la page 19.

1 VTR avec seuil de Cal/EPA (OEHHa) divisée par un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte du potentiel cancérigène de la silice cristalline (INSPQ, 2016).

Ainsi, quelle que soit l'approche utilisée, le niveau de risque obtenu respecte les critères d'acceptabilité de l'INSPQ (indice de risque inférieur ou égal à l'unité, risque additionnel de cancer inférieur ou égal à 1 cas sur 1 million). Comme indiqué dans l'étude, le risque estimé avec ces VTR alternatives demeure donc négligeable.

1.2 Commentaire II

- **INSPQ :** « L'auteur utilise une VTR pour effets non cancérogènes élaborée sur la base du risque de silicose en milieu professionnel. La silicose est une maladie grave et, à ce titre, la VTR qui en découle ne protège pas nécessairement des effets avec seuils les plus sensibles, pouvant être associés à la silice cristalline, comme il est généralement visé en santé environnementale pour la population en général. Par ailleurs, le MSHA a pris en considération la mortalité causée par d'autres effets que la silicose et le cancer du poumon dans sa révision de sa norme en milieu de travail. Ainsi, si la silicose compte pour moins de 20 % de la mortalité évitée selon l'application du modèle de risque utilisé pour déterminer cette norme, les maladies rénales terminales et les maladies respiratoires non malignes comptent pour près de 70 % de celle-ci. De plus, mentionnons qu'en accord avec sa politique, l'ATSDR n'a pas proposé de VTR pour la silice cristalline étant donné que la seule dose-repère disponible à cette fin est un niveau minimal avec effet pour l'effet grave qu'est la silicose (LOAEL), ce qui ne permet pas de prétendre à une assurance de sécurité lors du respect de la VTR[9]. »
- **Réponse :** Nous ne sommes pas certains de comprendre la finalité de ce commentaire. Les VTR utilisées dans l'étude visent à protéger de l'inflammation du système respiratoire (VTR sur 1 h et sur 24 h), de la silicose (VTR chronique) et du cancer du poumon (voir la réponse au commentaire précédent). À notre connaissance, et selon le document de l'INSPQ (2016), il n'existe pas de VTR reposant sur d'autres effets observés permettant d'évaluer les risques associés à une exposition environnementale à la silice cristalline respirable. Si l'INSPQ juge désormais que les VTR utilisées ne sont pas appropriées, il serait pertinent que cette institution publie de nouvelles valeurs et revise les critères de gestion provisoires du MELCCFP si nécessaire.

1.3 Commentaire III

- **INSPQ :** « L'auteur rapporte également une VTR ad hoc développée par lui-même lors de travaux antérieurs, mais sans en donner la référence, ni mentionner si elle a été soumise à un examen par comité de pairs ou publiée dans un article scientifique. Il est donc difficile d'évaluer la validité de celle-ci. »
- **Réponse :** Nous comprenons que le commentaire fait référence à l'« estimateur de risque ad hoc » indiqué à la section 5.2.2 (page 19) et utilisé dans le cadre de l'analyse de l'incertitude. Cet estimateur de risque ad hoc a été dérivé par Sanexen dans le cadre d'un dossier soumis au BAPE en 2009¹ et a ensuite été utilisé dans 2 autres études de risque soumises au BAPE, en 2014² et en 2016³. Cet estimateur de risque ad hoc avait été dérivé afin de pouvoir évaluer le risque en tenant compte de l'exposition cumulée. En effet, selon notre interprétation, la seule VTR alors disponible (c.-à-d. la valeur de 3,0 µg/m³ de OEHHA (2005)) n'était pas protectrice pour une exposition de longue durée. Cet estimateur ad hoc n'a pas été publié dans un article scientifique. À notre connaissance, sa validité n'a

1 BAPE concernant le *Projet minier aurifère Canadian Malartic*. **DA8** : Sanexen (février 2009). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions de silice. *Projet minier aurifère Canadian Malartic*. <https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000444385>

2 BAPE concernant le *Projet d'exploitation du gisement de nickel Dumont à Launay*. **DA16** : Sanexen (mai 2014). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la dispersion des émissions atmosphériques de silice cristalline. <https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000353821>.

3 BAPE concernant le *Projet d'agrandissement de la mine aurifère Canadian Malartic et de déviation de la route 117 à Malartic*. **DA3** : Sanexen (2 juin 2016). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine période d'exploitation de 2012 à 2015 et projet d'extension de la Mine Canadian Malartic. <https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000337558>.

pas été remise en question par l'INSPQ. Il est à noter que le fondement du critère de gestion provisoire du MELCCFP pour la silice cristalline INSPQ (2016) n'a été rendu public que lors des audiences du BAPE tenues en 2016¹.

La VTR retenue dans l'étude pour estimer les risques à long terme (2,0 µg/m³ selon TCEQ (2009)) n'est pas associée à une durée d'exposition limitée. Pour cette raison, le risque estimé avec l'estimateur ad hoc a été présenté sous forme de discussion uniquement (section 5.2.2). Le résultat obtenu avec cet estimateur ad hoc confirme que le risque posé par les émissions du projet Horne 5 est négligeable.

1.4 Commentaire IV

- **INSPQ :** « Le bruit de fond de la silice cristalline n'étant pas connu pour la ville de Rouyn-Noranda, l'auteur a utilisé la concentration initiale générique prévue par le MELCCFP comme valeur de bruit de fond pour ses calculs. Il prend soin de préciser qu'il n'est pas possible d'estimer dans quelle mesure cette valeur est représentative de la situation locale. Toutefois, dans ce contexte, il aurait pu également comparer les indices de risque (IR) obtenus avec une valeur inférieure à 1 et discuter des résultats conséquents. Une telle approche est reconnue par Santé Canada lorsqu'il n'est pas possible d'évaluer l'exposition au bruit de fond dans les dossiers de terrains contaminés. Elle est également évoquée dans les Lignes Directrices (2012). La valeur de 0,2 est utilisée alors comme base de comparaison, sous la prémisse que chaque milieu (eau, air, sols, aliments, produits de consommation), peut théoriquement contribuer à part égale à l'exposition. »
- **Réponse :** L'utilisation d'un IR de 0,2 est une approche qui est utilisée pour estimer les risques lorsque l'exposition bruit de fond est inconnue. Cette valeur, qui découle de la séparation arbitraire des différentes sources d'exposition potentielle, repose sur la prémisse que chaque milieu d'exposition (air, eau, sol, alimentation, produits de consommation) pourrait représenter 20 % de la dose totale. Dans le cas de la silice cristalline respirable, il est attendu que la seule voie d'exposition pertinente, soit l'inhalation d'air (la silice cristalline n'est pas toxique lorsque ingérée ou en contact avec la peau). Le recours à cette approche ne paraît donc pas applicable pour évaluer le risque posé par l'inhalation de silice cristalline. Ainsi, nous sommes d'avis que le risque posé par la silice cristalline doit être évalué en comparant l'indice de risque obtenu avec l'unité (risque négligeable si IR < 1).

2. ÉTUDE PORTANT SUR LES MÉTAUX

Commentaire général de l'INSPQ : « L'évaluation de risque (ER) réalisée est généralement conforme avec les Lignes directrices de l'INSPQ (2012) quant aux étapes suivies, aux équations utilisées et aux scénarios d'exposition. Le recours à plusieurs récepteurs différents sur le territoire impacté par le projet constitue un atout intéressant. Cependant, certains éléments de l'ER, en particulier sur la façon dont certains résultats sont présentés et certaines justifications apportées, suscitent des interrogations. Ces éléments sont énumérés ci-dessous. »

Réponse : À la suite de ce commentaire général et après avoir considéré l'ensemble des commentaires détaillés ci-après, nous sommes en mesure d'affirmer que les conclusions de l'étude demeurent valides, c'est-à-dire que, sur la base des concentrations de métaux modélisées dans l'air par WSP et sur la base des données toxicologiques disponibles actuellement, les risques pour la santé humaine qui pourraient être engendrés par les émissions de 7 métaux (As, Ba, Be, Cd, Cu, Ni, Pb) par le projet Horne 5 sont négligeables.

1 BAPE concernant le Projet d'agrandissement de la mine aurifère Canadian Malartic et de déviation de la route 117 à Malartic.

2.1 Commentaire I

- **INSPQ :** « L'auteur spécifie en page 4 que « les risques posés par l'exposition totale (découlant de la somme du projet Horne 5 et de l'exposition existante) n'ont été ni estimés ni évalués, cette étude n'est pas une évaluation des risques toxicologiques telle que décrite dans et que donc l'ER n'est pas une évaluation du risque toxicologique » [au sens des Lignes directrices de l'INSPQ (2012)]. Bien qu'il soit possible de faire la somme des risques ayant été évalués séparément pour les deux composantes de l'exposition totale, ce choix de ne pas considérer l'exposition totale soulève des interrogations qui demeurent sans réponse claire dans l'ER. Pourtant, l'auteur a procédé différemment dans son autre rapport, portant sur la silice cristalline, alors qu'il y a estimé l'exposition totale ainsi que séparément en considérant l'exposition existante et celle découlant du projet Horne 5. »
- **Réponse :** il importe de rappeler que cette étude porte le titre « Contribution des émissions atmosphériques à l'exposition à certains métaux » visant justement à éviter toute confusion de la part du lecteur. Cette étude vise 7 métaux¹ et comporte deux volets, soit i) l'estimation de la contribution du projet Horne 5 à l'exposition de la population, et ii) l'estimation du risque à la santé humaine qui pourrait être engendré par les émissions atmosphériques du projet Horne 5 à lui seul. Pour information, si la commission est intéressée à connaître le risque associé aux concentrations ambiantes de certains métaux, deux études de l'INSPQ publiées en 2022 sont disponibles en ligne (INSPQ, 2022a; INSPQ, 2022b).

La section 5.1 du rapport indique que l'estimation de l'exposition aux 7 métaux montre que les émissions atmosphériques du projet Horne 5 ont une contribution négligeable. En effet, selon le métal, la concentration maximale modélisée a une contribution comprise entre 0,02 et 0,7 % (sur 24 h) et entre 0,0001 et 0,01 % (sur une base annuelle). Le risque étant directement proportionnel à l'exposition, la contribution du projet au risque total serait égale à la contribution du projet à l'exposition totale. L'estimation du risque total n'aurait donc pas apporté d'information plus pertinente.

La section 5.2.2 du rapport indique que le risque qui pourrait être engendré par les émissions du projet Horne 5 à lui seul est négligeable (indices de risques compris entre 0,0000002 et 0,01 selon le métal, la durée et la voie d'exposition; risque additionnel de cancer total de $0,004 \times 10^{-6}$). En d'autres termes, les niveaux d'exposition qui pourraient être engendrés par le projet sont au moins 100 à 5 000 000 fois plus faibles que les niveaux d'exposition jugés sécuritaires.

En résumé, même si les résultats ne sont pas présentés de façon conventionnelle, toute l'information permettant de juger du risque posé par le projet Horne 5 est disponible dans l'étude. Cette étude conclut que les risques pour la santé qui pourraient être engendrés par les émissions atmosphériques des 7 métaux d'intérêt par le projet Horne 5 sont négligeables.

2.2 Commentaire II

- **INSPQ :** « L'évaluation réalisée concerne sept métaux « d'intérêt », mais l'argumentaire sur lequel se base le choix de ces métaux n'est pas totalement explicite :
 - D'une part, la section 1.1 évoque que ce choix découle d'une évaluation des impacts sur l'environnement (EIE) qui met en évidence que ces métaux s'approchent ou excèdent les valeurs limite réglementaires,

¹ Voir la réponse au commentaire suivant concernant la sélection de ces métaux.

– D’autre part, la section 1.2 laisse entendre que ce sont les substances qui sont susceptibles d’être émises par le projet Horne 5, sans aucune mention eu égard à la proximité ou au dépassement des valeurs limites réglementaires,

– La section 1.5 présente le choix d’exclure de l’ER les émissions découlant des « activités au site des [installations de gestion des résidus] ainsi que des activités de construction et de fermeture ». L’auteur soutient ce choix en affirmant que les modélisations de l’EIE suggèrent que les émissions qui en découleront respecteront les normes en vigueur.

Les lignes directrices de l’INSPQ stipulent que le choix d’inclure les substances à l’évaluation des risques doit être justifié et basé sur une identification de chacune des substances concernées.

Affirmer que les contaminants respectent, s’approchent ou excèdent les valeurs limites réglementaires ne constitue pas une justification conforme aux lignes directrices ».

- **Réponse :** Comme indiqué précédemment, cette étude n’a pas la prétention d’être une évaluation des risques telle que définie dans les Lignes directrices de l’INSPQ (2012). Cette étude a été initiée à la suite des résultats de l’étude de modélisation de la dispersion atmosphérique durant l’exploitation du projet (WSP, 2021)¹. La portée de l’étude a été définie par Falco, en présumant que les normes de qualité de l’atmosphère du Règlement sur l’assainissement de l’atmosphère (RAA) sont appropriées, c’est-à-dire qu’elles sont protectrices pour la santé humaine (ce qui a été confirmé lors de la première partie des audiences tenues à Rouyn-Noranda en août 2024). Ainsi, étant attendu que le respect de ces normes protège la population, seules les substances dont les concentrations existantes dans l’air ambiant (avant mise en œuvre du projet) dépassant ou s’approchant des normes de qualité de l’air actuellement en vigueur ont été désignées, soit 7 métaux².

Si les normes de qualité de l’atmosphère sont appropriées (c.-à-d. qu’elles protègent la santé de la population et de l’environnement), il n’apparaît pas justifié de procéder à une évaluation des risques toxicologiques posés par les émissions atmosphériques d’un projet lorsque les résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique obtenus, conformément à la procédure imposée par le MELCCFP, indiquent que les concentrations totales modélisées demeurent inférieures aux normes. Il est de la responsabilité des instances provinciales de s’assurer que les normes de qualité de l’atmosphère en vigueur sont appropriées pour protéger la santé de la population et de l’environnement.

2.3 Commentaire III

- **INSPQ :** « L’ER n’a pas porté sur la « variante A » du scénario d’exposition aux concentrations additionnelles, variante qui concerne les émissions produites en l’absence des mesures d’atténuation prévues (p. ex. système de ventilation). Bien que sur la durée totale du projet, il est présumé que les mesures de mitigation en place seront généralement fonctionnelles, il apparaîtrait pertinent d’évaluer cette variante de scénario pour les expositions de courte durée (p. ex. 1 heure, 24 heures) afin d’examiner l’hypothèse d’un bris temporaire d’équipement et le risque à court terme pouvant en découler. Par ailleurs, la comparaison des résultats de la variante A avec les variantes B et C permettrait de mettre en évidence l’importance des mesures de mitigation dans l’atténuation du risque. »
- **Réponse :** Les variantes du scénario d’exploitation au site du CMH5 sont décrites dans le *Rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique – Révision 3* (WSP, 2023) (pages 27-28). La variante A a été modélisée pour montrer les effets du système de filtration et la variante B, les effets de la halde à

1 Il est à noter que les concentrations modélisées présentées dans ce rapport de WSP daté de 2021 (révision 2) sont identiques à celles présentées dans la dernière version (révision 3, datée de 2023).

2 La silice cristalline a été traitée dans un rapport distinct.

mineral temporaire. La variante A n'est pas un scénario sans mesures d'atténuation en général. C'est un scénario fictif qui représente une situation hypothétique sans les mesures d'atténuation **sur la ventilation** (donc les équipements à faible émission et le système de filtration/captation). Il n'y a donc pas de résultats de modélisation sans mesure d'atténuation en général, comme semble l'affirmer l'INSPQ.

Pour ce qui est de la comparaison des concentrations modélisées dans l'air selon les variantes A, B et C, cette information est déjà disponible dans le *Rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique – Révision 3* (WSP, 2023).

Comme indiqué à la section 3.4.1 de notre étude, les concentrations modélisées selon la variante B (plus élevées que celles de la variante C) ont été utilisées pour estimer les risques associés à des expositions de courte durée (24 heures et moins), et les résultats sont présentés au tableau 23 de notre étude. La variante A étant un scénario totalement fictif, le risque associé à la variante A n'a pas été estimé dans notre étude. Une vérification a toutefois été effectuée à la suite du commentaire de l'INSPQ et les résultats indiquent que le risque demeurerait négligeable (indices de risque additionnel inférieurs à 0,2 pour des expositions de courte durée).

2.4 Commentaire IV

- **INSPQ :** *« L'ER compare la contribution des concentrations « additionnelles » du projet avec les concentrations dites « bruit de fond ». Ces comparaisons ont été réalisées avec des données locales mesurées entre 2015-2017, comme données de bruit de fond, à l'époque où des dépassements importants des normes du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) étaient observés pour plusieurs métaux, notamment pour l'arsenic (As) avec une moyenne annuelle rapportée dans l'ER de 210 ng/m³, alors que les données actuelles suggèrent que ces concentrations sont maintenant environ quatre fois inférieures à ce niveau à la station d'échantillonnage du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) (La Presse, 25 mars 2024). Qui plus est, l'attestation ministérielle en cours pour la Fonderie Horne prévoit qu'à partir de 2027, toutes les normes du RAA seront respectées à la station légale du MELCCFP, à l'exception de l'As pour lequel la moyenne annuelle ne devra tout de même pas dépasser 15 ng/m³. Les concentrations auxquelles les populations avoisinantes seront exposées seront donc plus basses que ces niveaux. Par conséquent, le « bruit de fond » sera nettement plus bas que ce que l'auteur a considéré et les contributions comparatives des émissions additionnelles découlant du projet seront plus importantes que ce que suggère l'ER. Il aurait donc été plus adéquat d'évaluer la somme de l'exposition additionnelle avec l'exposition de « bruit de fond » qui sera susceptible de se produire pour la population locale durant les 15 années d'exploitation prévues de la mine, afin de vérifier si ces émissions additionnelles (même si plus faibles que les autres émissions industrielles) ne causeront pas de dépassements des normes autrement respectées. »*
- **Réponses :** Tout d'abord, il importe de préciser que l'étude a été finalisée en juin 2021, c'est-à-dire avant que l'objectif provisoire de 15 ng/m³ pour l'arsenic établi par l'INSPQ ne soit rendu public (INSPQ, 2022b). Aussi, il est à noter que i) pour l'arsenic, la norme est de 3 ng/m³ et que ii) pour le nickel, la norme en vigueur au moment de l'étude était de 0,014 µg/m³ sur 24 heures.

L'étude a retenu les concentrations dans l'air ambiant mesurées en 2015-2017 pour estimer les teneurs de fond afin de rester cohérent avec l'étude de modélisation de la dispersion atmosphérique de WSP. Néanmoins, comme indiqué aux sections 4.5.1.1 et 5.1 de notre étude, la situation a aussi été évaluée en supposant que les concentrations dans l'air ambiant (non associées au projet Horne 5) pourraient être réduites et respecter les normes du RAA. Des extraits de l'étude sont fournis ci-après (pour le nickel, les chiffres ci-après présentés tiennent compte de la mise à jour de la norme sur 24 heures, qui est désormais de $0,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

- Section 4.5.1.1 du rapport : « Une seconde estimation de l'exposition a été effectuée afin de représenter une situation où les teneurs de fond dans l'air seraient égales aux normes de qualité de l'air en vigueur au Québec (RAA). ».
- Section 5.1 (1^{er} paragraphe) du rapport : « Les émissions du Projet à elles seules ne sont pas susceptibles de mener au dépassement des normes en vigueur puisque les concentrations additionnelles pour le récepteur le plus exposé (tableaux 8 et 9) sont 76 à 45 000 fois plus faibles que les normes du RAA ».
- Section 5.1 (2 derniers paragraphes) du rapport : « En raison de la variabilité spatiale et temporelle des teneurs de fond et des concentrations additionnelles, il est attendu que la contribution du Projet varie d'un récepteur à l'autre et qu'elle évolue dans le temps advenant une diminution significative des teneurs de fond. Comme les teneurs de fond dans les années futures ne peuvent être prédites avec précision, la contribution du Projet a été réestimée en substituant la teneur de fond par la norme de qualité de l'atmosphère en vigueur au Québec¹ pour estimer l'exposition bruit de fond. Les résultats, présentés au tableau 22, indiquent que la contribution maximale des émissions du Projet au récepteur le plus exposé demeurerait négligeable ($0,0002\%$ à $[0,04\%]^2$ pour l'exposition chronique, $[0,06\%]^3$ et $1,3\%$ pour l'exposition sur 24 heures) et, comme précédemment, les contributions sur 24 heures dans les secteurs résidentiels ($\leq [0,07\%]^4$) seraient significativement plus faibles que pour le récepteur le plus exposé. »

« Ces résultats montrent que, pour les 7 métaux, les concentrations dans l'air qui pourraient être engendrées par les émissions atmosphériques du Projet Horne 5 sont très faibles et que leur contribution à l'exposition de la population dans le noyau urbain de Rouyn-Noranda peut être considérée négligeable, à court et à long terme. Cette conclusion reste valide advenant une diminution significative des teneurs de fond de dans l'air. »

En résumé, les conclusions de l'étude demeurent valides (c.-à-d. que la contribution à l'exposition totale et les risques posés par les émissions atmosphériques du projet Horne 5 sont négligeables), même si les concentrations bruit de fond en métaux diminuent et respectent les normes en vigueur.

1 Norme sur une base annuelle pour As ($3 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$), Ba ($5 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$), Cd ($3,6 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$) et Pb ($1 \times 10^{-1} \mu\text{g}/\text{m}^3$), et norme sur 24 heures pour Cu ($2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et Ni ($1,4 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$). Exercice non réalisé pour le Be puisque les teneurs de fond retenues sont plus faibles que la norme en vigueur.

2 [La valeur de $0,3\%$ indiquée dans le rapport est erronée. La contribution la plus élevée pour l'exposition chronique ($0,04\%$) est celle obtenue pour l'arsenic (exposition par inhalation, $0,04\%$ comme indiqué au tableau 22 du rapport; et exposition combinée ($0,04\%$ également) – donnée non présentée dans le rapport).]

3 [Valeur obtenue pour le nickel à partir de la nouvelle norme sur 24 heures ($0,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La valeur indiquée dans le rapport ($0,3\%$) avait été calculée à partir de la norme en vigueur au moment du dépôt de l'étude ($0,014 \mu\text{g}/\text{m}^3$), qui était 5 fois plus faible que la norme actuelle.]

4 Contribution maximale (sur 24 heures) dans les secteurs résidentiels : $0,06$ - $0,07\%$ (Cu), et $[0,008$ - $0,02\%]$ (Ni) [pour le Ni, valeurs mises à jour en fonction de la nouvelle norme; voir note précédente].

2.5 Commentaire V

- **INSPQ :** « Le choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR) retenues n'est pas clairement justifié. Ainsi, les VTR les tableaux 2, 3 et 4 présentent les VTR retenues, l'étendue des diverses autres VTR compilées et les raisons de leur exclusion aux fins de l'analyse n'est pas explicité. Qui plus est, certaines VTR plus protectrices étaient disponibles au moment de la production de l'ER, mais ne semblent pas avoir été examinées. Cela inclut des VTR proposées par les organismes reconnus que l'auteur mentionne avoir consulté (par exemple, la concentration de référence [ou RfC] chronique pour l'As de l'Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), la RfC chronique du cuivre (Cu) du National Institute for Public Health and the Environment (RIVM, Pays-Bas) ainsi que la valeur guide dans l'air du plomb de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS). Par ailleurs, depuis la publication de l'ER en 2021, des nouvelles VTR d'organismes sanitaires reconnus, plus faibles que celles retenues par l'auteur, ont été publiées. On note à ce titre les documents de l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) pour le nickel (draft) et le béryllium (version finale) en 2023. Ces documents proposent des VTR plus faibles que celles retenues par l'auteur. »
- **Réponse :** Compte tenu des niveaux de risque très faibles obtenus, il n'avait pas été jugé nécessaire de présenter le fondement des VTR (les références étant facilement accessibles à partir des liens fournis sous les tableaux 2, 3 et 4 de l'étude).

Les tableaux 1 et 2 ci-après présentent une mise à jour des VTR en tenant compte des nouvelles valeurs disponibles ainsi que des valeurs alternatives suggérées par l'INSPQ. Davantage d'information est fournie à la fin de la présente section.

Afin de satisfaire aux commentaires de l'INSPQ, les niveaux de risques ont été réestimés à partir des VTR indiquées dans les tableaux 1 et 2. Les résultats indiquent que tous les indices de risque demeurent très faibles (tableau 3) et que le risque additionnel de cancer demeure inférieur à 1 cas sur 1 million (tableau 4). Les conclusions de l'étude demeurent donc valides, c'est-à-dire que pour les 7 métaux d'intérêt, les risques à la santé humaine qui pourraient être engendrés par les émissions atmosphériques du projet Horne 5 sont négligeables.

TABLEAU 1
Mise à jour du tableau 3 de l'étude intitulé
« Valeurs toxicologiques de référence retenues pour une exposition chronique (c. VTR) »

Substance	Ingestion (c. VTR _{ing})		Inhalation (c. VTR _{inh})		
	Dose (mg/kg-pc par jour)	Origine	Dose (mg/kg-pc par jour)	Concentration (µg/m ³)	Origine
Arsenic	0,000031^a	U.S. EPA (2023)	b	0,015	Cal/EPA
Baryum	0,19	Santé Canada		1,0	RIVM
Béryllium	0,002	IRIS, Cal/EPA, OMS, Santé Canada		0,001	ATSDR (2023a)
Cadmium	0,0001	ATSDR	b	0,01^c	ATSDR (2012)
Cuivre	0,426	Santé Canada	b	1,0^c	RIVM
Nickel	0,011	Cal/EPA		0,01^a	ATSDR (2023b)
Plomb	0,0005^a	Santé Canada (2021), INSPQ (2022b)	b	0,35	INSPQ (2022b)

Les abréviations sont identiques à celles définies au tableau 3 de l'étude.

Les caractères **bleus** indiquent les VTR qui ont été modifiées.

Les caractères **gras** indiquent les nouvelles VTR (c.-à-d. les VTR publiées après finalisation de l'étude en 2021)

a Valeur provisoire

b Risque d'effets systémiques estimés à partir de la dose combinée (voies multiples)

c Valeur suggérée par l'INSPQ (non retenue dans l'étude originale)

TABLEAU 2
Mise à jour du tableau 4 de l'étude intitulé
« Valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque additionnel de cancer »

Substance	Potentiel cancérigène pour l'humain	Ingestion		Inhalation	
		Coefficient de cancérogénicité (mg/kg.j) ⁻¹	Origine	Risque unitaire (µg/m ³) ⁻¹	Origine
Arsenic	A, 1, I	53^a	U.S. EPA (2023)	4,3E-03	IRIS
Baryum	N.C.	N.A.		N.A.	
Béryllium	B1, 1	N.A.		2,4E-03	IRIS, Cal/EPA, OMS
Cadmium	B1, 1, II	N.A.		4,2E-03	Cal/EPA, Santé Canada
Cuivre	N.C.	N.A.		N.A.	
Nickel	1; 2B, B2	N.D.		1,3E-03	Santé Canada
Plomb	B2, 2A, IIIB	0,0085	Cal/EPA	1,2E-05	Cal/EPA

Les abréviations sont identiques à celles définies au tableau 4 de l'étude.

Les caractères **bleus** indiquent les VTR qui ont été modifiées.

Les caractères **gras** indiquent les nouvelles VTR (c.-à-d. les VTR publiées après finalisation de l'étude en 2021).

a Valeur provisoire

N.A. : Non applicable

N.D. : Non disponible

TABLEAU 3
Mise à jour du tableau 23 de l'étude intitulé
« Indices de risque maximaux pour l'exposition additionnelle »

Substance	Exposition aiguë par inhalation			Exposition chronique	
	1 heure	8 heures	24 heures	Inhalation	Voies multiples
Arsenic	0,01	-	-	0,00006	0,0005
Baryum	-	0,0001	-	0,0000007	0,0000002
Béryllium	-	-	0,00014	0,00001	0,0000004
Cadmium	-	-	0,01	0,00003	0,0002
Cuivre	0,0008	-	-	0,00003	0,000004
Nickel	0,0007	0,001	-	0,00006	0,000004
Plomb	-	0,006	-	0,000004	0,0003

Les caractères **bleus** indiquent les valeurs qui ont été modifiées (changement de VTR).

- Substance pour laquelle il n'existe pas de VTR pour cette voie et cette durée d'exposition.

TABLEAU 4
Mise à jour du tableau 24 de l'étude intitulé
« Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition durant toute la durée du Projet »

Substance	Inhalation	Ingestion et contact cutané
Arsenic	7,8E-10	9,4E-08
Béryllium	5,3E-12	-
Cadmium	2,6E-10	-
Nickel	1,6E-10	-
Plomb	3,9E-12	8,4E-11
Sous-totaux	1,2E-09	9,4E-08
Total	9,6E-08	
Total exprimé par million d'individus (x10⁻⁶)	0,096	

Les caractères **bleus** indiquent les valeurs qui ont été modifiées (changement de VTR).

- Substance pour laquelle aucun coefficient de cancérogénicité par voie orale n'est disponible.

➤ Arsenic

Dans l'étude, les risques d'effets chroniques associés à l'arsenic avaient été estimés à partir de la dose d'exposition combinant toutes les voies (ingestion + inhalation + contact cutané) et de la VTR par voie orale (3×10^{-4} mg/kg.j)¹ recommandée par ATSDR (2007) et U.S. EPA (1998a). Cette VTR par voie orale est basée sur des études épidémiologiques menées au sein d'une population consommant de l'eau contaminée à différents niveaux par de l'arsenic². La combinaison des doses par voies multiples a été retenue pour estimer le risque, car la seule VTR par inhalation disponible avait été aussi dérivée d'une étude par ingestion (population consommant de l'eau contaminée par l'arsenic)³.

1 La valeur indiquée dans le tableau 3 de l'étude (0,3 mg/kg.jour) était erronée (les risques avaient été estimés avec la bonne valeur).

2 Une relation dose-réponse claire avait été observée pour une hyperpigmentation et une hyperkératose de la peau et de possibles complications vasculaires. Cette VTR inclut un ajustement pour tenir compte de l'apport (élevé) d'arsenic par l'alimentation au sein de cette population.

3 VTR de 0,015 µg/m³ (Cal/EPA) qui repose sur l'observation d'une diminution des fonctions intellectuelles chez des enfants dans une étude épidémiologique transversale (cross-sectional) menée auprès d'une population au Bangladesh exposée par ingestion d'eau contaminée.

Dans le tableau 1 ci-dessus, la VTR par ingestion a été mise à jour puisque l'U.S. EPA (2023) a récemment proposé une nouvelle valeur ($3,1 \times 10^{-5}$ mg/kg.j) qui devrait protéger contre tous les effets nocifs autres que le cancer associés à l'arsenic inorganique¹ et à tous les stades de la vie. Le risque a donc été recalculé à partir de la dose d'exposition combinée et de cette nouvelle VTR. En complément, afin de satisfaire au commentaire de l'INSPQ, le risque par inhalation a aussi été estimé distinctement, en utilisant la VTR de $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ proposée par Cal/EPA (OEHHA)² en 2008 et basée sur l'observation d'une diminution des fonctions intellectuelles chez des enfants dans une étude épidémiologique transversale (*cross-sectional*) menée auprès d'une population au Bangladesh exposée par ingestion d'eau contaminée. Il est à souligner que dans un récent rapport d'évaluation du risque, l'INSPQ (2022b) indique que la relation causale entre l'exposition à l'arsenic et l'intelligence n'est pas concluante (notamment selon la méta-analyse de Heng, *et coll.* (2022)) et que cette VTR de $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ offre un haut niveau de protection contre les effets adverses de l'arsenic.

Pour ce qui concerne l'évaluation du risque additionnel de cancer, les VTR retenues dans l'étude sont celles recommandées par l'U.S. EPA (1998a). À ce jour, il existe une variabilité importante pour ce qui concerne les coefficients de cancérogénicité par voie orale disponibles pour l'arsenic inorganique³. Pour la présente mise à jour (tableau 2), la valeur la plus élevée (valeur provisoire proposée dans un document préliminaire par U.S. EPA (2023), soit $53 (\text{mg}/\text{kg.j})^{-1}$) a été utilisée afin d'obtenir un ordre de grandeur du risque maximal. Pour l'inhalation, le risque unitaire retenu dans l'étude ($4,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) repose sur l'incidence ou la mortalité par cancer pulmonaire chez des travailleurs documentées dans 4 études épidémiologiques portant sur 2 sites industriels, et correspond à la moyenne géométrique des moyennes géométriques des risques unitaires estimés pour chacun des 2 sites. La valeur proposée par Santé Canada (2021) a été jugée moins fiable⁴ et n'a pas été retenue. Les autres risques unitaires disponibles sont plus faibles (moins protecteurs) que celui retenu dans l'étude. Aucun changement de risque unitaire n'a donc été effectué pour la mise à jour (tableau 2).

➤ **Baryum**

Dans l'étude, la VTR par voie orale retenue ($0,19 \text{ mg}/\text{kg.j}$) était celle dérivée par Santé Canada (2020). Cette valeur est similaire à celle ($0,2 \text{ mg}/\text{kg.j}$) recommandée par U.S. EPA (2005) et Santé Canada (2021). La VTR par inhalation retenue ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est la seule valeur disponible (RIVM, 2001).

Aucun changement n'a été effectué (tableau 1).

➤ **Béryllium**

Aucune nouvelle VTR n'est disponible pour l'ingestion. La valeur retenue ($0,002 \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle recommandée par U.S. EPA (1998b), Cal/EPA⁵, l'OMS (IPCS, 2001) et Santé Canada (2021).

Pour la mise à jour (tableau 1), la VTR chronique par inhalation ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon l'OMS (IPCS, 2001) et U.S. EPA (1998b)) a été remplacée par la nouvelle valeur recommandée par ATSDR (2023a) d'après des preuves de sensibilisation immunologique chez l'humain. Par le fait, la VTR aiguë par inhalation sur 24 heures (égale à la VTR chronique) a également été mise à jour.

1 Incluant, sans s'y limiter, les maladies du système circulatoire, les maladies cardiovasculaires, les maladies cardiaques ischémiques, le diabète et les problèmes durant la grossesse et à la naissance.

2 <https://oehha.ca.gov/air/chemicals/arsenic-inorganic>

3 Valeurs comprises entre $0,38$ et $33 (\text{mg}/\text{kg.j})^{-1}$ selon une revue de l'INSPQ (2022)(INSPQ, 2022a; U.S. EPA, 2023).

4 Valeur déterminée en 1993. Risque unitaire de $6,4 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, qui repose sur les résultats d'une seule étude (laquelle figure parmi celles évaluées par (U.S. EPA, 1998a) U.S. EPA (2023)U.S. EPA (2023)) et correspondant au risque unitaire le plus élevé parmi ceux obtenus pour 3 cohortes de travailleurs (incidence de cancer de l'appareil respiratoire).

5 <https://oehha.ca.gov/chemicals/beryllium>

➤ Cadmium

Aucune nouvelle VTR n'est disponible pour le cadmium.

Comme indiqué à la note (d) du tableau 3 dans l'étude, le cadmium inhalé peut induire des effets systémiques (sur le rein) et locaux (sur le système respiratoire) au même niveau d'exposition. Pour cette raison, le risque d'effets systémiques du cadmium inhalé avait été estimé en combinant les doses d'exposition par inhalation avec les doses par ingestion et contact cutané et en utilisant la VTR par ingestion (1×10^{-4} mg/kg.j). Cette valeur par voie orale recommandée par ATSDR (2012) est la plus sévère de toutes les VTR disponibles actuellement¹. En complément, le risque d'effets sur le système respiratoire avait été estimé à partir de la VTR par inhalation protégeant des effets respiratoires et systémiques indiquée par Cal/EPA² ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Afin de satisfaire aux commentaires de l'INSPQ, la VTR par inhalation ($0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$) proposée par ATSDR (2012) a été utilisée pour estimer les risques d'effets systémiques (sur le rein) par inhalation (tableau 1).

➤ Cuivre

Le cuivre est un élément essentiel c'est-à-dire qu'un apport quotidien minimal est recommandé³.

Aucune nouvelle VTR par ingestion n'est disponible. La valeur retenue ($0,426 \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle recommandée par Santé Canada (2021). Cette valeur repose sur les résultats d'études menées dans le sous-groupe le plus vulnérable dans la population humaine (nourrissons) et correspond à une dose sans effet néfaste observé (NOAEL).

Pour l'inhalation, le risque avait été estimé en combinant la dose par inhalation avec les doses par ingestion et contact cutané et en utilisant la VTR par ingestion. Cette approche par défaut est applicable du fait que des effets systémiques ont été observés chez l'humain après exposition au cuivre par inhalation. Aucun facteur additionnel n'avait été utilisé, car la VTR par ingestion correspond à une dose sans effet (NOAEL) chez l'humain, les taux d'absorption utilisés pour l'extrapolation d'une voie à l'autre sont prudents, et le niveau d'exposition par inhalation correspondant à cette VTR est au moins quatre fois plus faible que les concentrations associées à l'observation d'effets chez l'humain⁴ exposé par inhalation.

Afin de satisfaire aux commentaires de l'INSPQ, la VTR par inhalation ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) proposée par le RIVM (2001) a été utilisée pour réestimer le risque. Cette valeur repose sur une dose sans effet observé (NOAEL de $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$) obtenue chez le lapin après exposition sous-chronique. Cette valeur n'avait pas été retenue dans l'étude, car i) elle est basée sur une étude ne mettant pas d'effet néfaste en évidence (doses insuffisantes), ii) elle ne tient pas compte du caractère essentiel du cuivre et iii) pour le cuivre, la validité du modèle animal n'est pas reconnue pour extrapolation à l'humain (WHO, 2004).

1 Les VTR développées par d'autres institutions sont 3,5 à 8 fois plus élevées (EFSA (2009); JECFA (2011); ANSES (2019); Santé Canada (2021)).

2 <https://oehha.ca.gov/chemicals/cadmium>

3 <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/aliments-nutrition/saine-alimentation/apports-nutritionnels-reference/tableaux/valeurs-reference-relatives-elements.html>

4 Observation d'effets hématologiques peu sévères chez des travailleurs exposés au cuivre et à d'autres métaux (concentration ajustée pour exposition continue : $230 \mu\text{g Cu}/\text{m}^3$)

➤ **Nickel**

Aucune nouvelle VTR par ingestion n'est disponible. La VTR retenue (0,011 mg Ni/kg.j) est celle recommandée par Cal/EPA pour les composés du nickel par voie orale (OEHHA)¹.

Pour l'inhalation, une nouvelle VTR plus sévère que celle utilisée dans l'étude est proposée dans un document préliminaire par ATSDR (2023b). Il s'agit d'une valeur provisoire de 0,01 µg Ni/m³ découlant d'une étude menée sur des rats exposés à du sulfate de nickel hexahydraté (effets sur le système respiratoire). Cette valeur, qui est plus sévère que les autres valeurs disponibles pour le nickel sous différentes formes, a été utilisée pour la mise à jour (tableau 1).

➤ **Plomb**

Le plomb est une substance connue pour ses effets neurotoxiques chez les enfants, mais aucun seuil d'exposition pour ces effets n'a pu être déterminé à ce jour. Dans ce contexte, les VTR les plus appropriées sont basées sur une approche sans seuil.

Pour l'ingestion, la valeur utilisée dans l'étude (2,5 x 10⁻⁴ mg/kg-pc par jour) était une VTR provisoire indiquée dans un document provisoire du CCME (CCME, 2020). À ce jour, Santé Canada (2021) et l'INSPQ (2022b) recommandent plutôt d'utiliser une valeur (provisoire) de 5 x 10⁻⁴ mg/kg.j qui est associée à la diminution de 1 point de quotient intellectuel. Cette valeur est plus sévère que toutes les autres valeurs répertoriées au niveau international².

Pour l'inhalation, la seule valeur disponible lors de la réalisation de l'étude était une recommandation de qualité de l'air de 0,5 µg/m³ établie par l'OMS (IPCS, 2000). Le respect de cette concentration visait à s'assurer que 98 % de la population (enfants inclus) n'ait pas une plombémie supérieure à 10 µg/dL. Cette recommandation est basée sur l'hypothèse que la limite supérieure de la plombémie due à une origine non anthropique (exposition bruit de fond) est de 3 µg/dL. Comme la plombémie cible de 10 µg/dL est désuète, la valeur de l'OMS n'avait pas été retenue dans l'étude et le risque avait été estimé en combinant la dose d'exposition par inhalation avec les doses par ingestion et contact cutané et un utilisant la VTR par ingestion.

En 2022, l'INSPQ a dérivé une valeur provisoire pour l'inhalation de 0,35 µg/m³ en utilisant la même relation entre les concentrations dans l'air et la plombémie et les mêmes distributions de plombémie dans la population que l'OMS (IPCS, 2000) mais en ajustant la plombémie bruit de fond pour tenir compte de la diminution de l'exposition observée dans la population durant les dernières décennies, et en ciblant une plombémie à ne pas dépasser de 5 µg/dL (INSPQ, 2022b).

Les deux valeurs recommandées par l'INSPQ (2022b) ont été utilisées pour la mise à jour (tableau 1).

1 <https://oehha.ca.gov/chemicals/nickel-and-nickel-compounds>.

2 Notamment (JECFA, 2011), (EFSA, 2013).

2.6 Commentaire VI

- **INSPQ** : « Au tableau 9, il appert que l'exposition additionnelle des métaux considérée est celle découlant des concentrations en PM₁₀ seulement. Cependant, à l'exception de la norme pour le Ni, les normes du RAA pour les métaux s'appliquent aux particules en suspension totales. Dans la mesure où de telles VTR sont implicitement exprimées en PST, la comparaison de concentration exprimées en PM₁₀ avec celles-ci aura pour effet de sous-estimer le risque. »
- **Réponse** : Ce commentaire semble résulter d'une confusion entre les normes du RAA (qui effectivement s'appliquent à des métaux sous forme de PST, sauf pour le nickel) et les VTR par inhalation, qui réfèrent généralement à des métaux sous forme de particules suffisamment fines pour pénétrer dans le système respiratoire (particules inhalables ou PM₁₀).

À titre informatif, les concentrations maximales de métaux sous forme de PST et de PM₁₀ sont du même ordre de grandeur (différence par 1,05 à 1,7 fois selon le métal; voir tableau 9 de l'étude). L'utilisation des concentrations sous forme de PST n'aurait donc pas changé les conclusions de l'étude.

2.7 Commentaire VII

- **INSPQ** : « L'ER mentionne que l'augmentation potentielle des concentrations de contaminants dans les sols découlant des retombées atmosphériques durant les 15 années prévues d'exploitation de la mine correspond à moins de 0,009 % des concentrations de type « bruit de fond » actuelles. Cette estimation ne tient toutefois pas compte des activités de décontamination qui sont prévues pour plusieurs terrains de la ville dans le quartier Notre-Dame. Comme cette décontamination devrait permettre que les concentrations dans les sols respectent les normes d'usage des sols selon le Règlement sur la réhabilitation des terrains du MELCCFP, le calcul de la contribution relative de la contamination des sols découlant du Projet Horne 5 devrait plutôt se faire en utilisant les concentrations correspondant à ces normes. Dans le même esprit que ce qui est mentionné au point IV) ci-dessus, les contributions comparatives des émissions additionnelles découlant du projet seront plus importantes que ce que suggère l'ER. Il apparaît donc important de valider si ces émissions ne causeront pas de dépassements de normes de concentrations maximales permises dans les sols, que les projets de décontamination visent à respecter. »
- **Réponse** : Le calcul a été révisé en remplaçant les teneurs de fond dans les sols par le critère B du Guide d'intervention du MELCCFP (critères de qualité des sols applicables aux terrains résidentiels et institutionnels), ce qui conduit à une réduction des concentrations bruit de fond dans les sols pour 4 métaux (As, Cd, Cu et Pb). Pour ces 4 métaux, l'augmentation potentielle des concentrations de ces métaux dans les sols découlant des retombées atmosphériques qui pourraient être engendrées par le projet Horne 5 durant les 15 années d'exploitation prévues correspond à moins de 0,0024 % des concentrations de type « bruit de fond » actuelles (comme dans l'étude originale, cette valeur correspond à l'As).

L'analyse de l'incertitude relative aux teneurs de fond dans les sols demeure donc valide (section 4.2.2.1 : « La prise en compte du cumul à long terme des métaux découlant des retombées atmosphériques mène à une augmentation négligeable ($\leq [0,0024]\%$) des concentrations totales dans les sols¹ pour l'ensemble des substances. Ces faibles variations ne sont donc pas susceptibles de mener à une modification des conclusions de la présente étude. »)

1 Au récepteur le plus exposé dans la zone d'étude.

2.8 Commentaire VIII

- **INSPQ** : « Il aurait été pertinent d'inclure quelques éléments d'analyse et de discussion concernant les risques additifs des substances ayant le même effet sur le même organe-cible, par exemple l'As, le Cd, le Be et le Ni eu égard au cancer du poumon. »
- **Réponse** : Une telle discussion n'a pas été jugée pertinente puisque i) les niveaux de risque obtenus pour les effets à seuil pour ces métaux pris individuellement étaient très faibles (indices de risques maximaux inférieurs à 0,00005; tableau 23), donc leur cumul serait resté très faible, et ii) le risque additionnel de cancer global (somme des risques estimés par inhalation, ingestion et contact cutané, quel que soit l'organe cible : 4×10^{-9}) est 250 fois plus faible que le critère d'acceptabilité de l'INSPQ (risque additionnel $\leq 1 \times 10^{-6}$).

2.9 Commentaire IX

- **INSPQ** : « Dans la mesure enfin où le projet Horne 5 se déroulera à proximité immédiate de zones résidentielles, il pourrait être pertinent d'inclure le radon dans l'ER. Des données de la littérature suggèrent qu'il est possible que le développement et l'exploitation d'une mine souterraine engendrent une augmentation des concentrations de radon en milieu intérieur. Ces conséquences demeurent toutefois mal documentées[2]. Or, l'exposition au radon domiciliaire est généralement considérée comme un risque sanitaire plus important par des ordres de grandeur que l'exposition aux autres contaminants environnementaux, aux normes ou aux critères prescrits, en raison du risque de cancer du poumon qui en découle. Caractériser la présence de radon dans le secteur de Rouyn-Noranda permettrait de raffiner l'évaluation de ces risques liés au projet Horne 5. En effet, lorsqu'avérée dans une situation donnée, l'exposition au radon domiciliaire est souvent considérée comme un risque sanitaire plus important, par des ordres de grandeur, que l'exposition aux autres contaminants environnementaux, en raison du risque de cancer du poumon qui en découle. »
- **Réponse** : Nous ne disposons d'aucune information relative à un hypothétique risque d'augmentation de l'infiltration de radon dans les maisons qui pourrait être engendré par le projet Horne 5. Nous ne pouvons donc donner suite à ce commentaire.

2.10 Commentaire X

- **INSPQ** : « Suivant la même logique, il apparaît pertinent d'examiner la question de l'infiltration possible de monoxyde de carbone (CO), un gaz potentiellement mortel, dans les maisons à proximité du site du projet Horne 5 qui pourrait faire l'objet d'activités de sautage. En effet, ces activités sont bien documentées comme pouvant générer des augmentations de concentration de CO dans les maisons avoisinantes.[3,4] »
- **Réponse** : Nous ne disposons d'aucune information relative à un hypothétique risque d'augmentation de l'infiltration de CO dans les maisons qui pourrait être engendré par le projet Horne 5. Nous ne pouvons donc davantage donner suite à ce commentaire. Toutefois, selon notre compréhension de la norme BNQ 1809-350 indiquée par l'INSPQ, ce type de problématique concernerait des situations où des résidences sont situées dans un périmètre de 100 m autour des activités de sautage, ce qui n'est pas le cas dans le cadre du projet Horne 5.

Pour information, le monoxyde de carbone (CO) fait partie des paramètres modélisés dans l'étude de modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP, 2023). Ce rapport indique (section 7.1.3) que « *les concentrations modélisées de monoxyde de carbone respectent les normes 1 heure et 8 heures du MELCCFP à la fois dans le domaine d'application et aux récepteurs sensibles* ». Dans ces conditions, il n'y avait pas lieu d'évaluer le risque posé par les émissions atmosphériques de CO par le projet.

Si de plus amples renseignements vous étaient nécessaires, n'hésitez pas à communiquer avec nous.

Nous vous prions d'accepter, Madame, nos sincères salutations.



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

MOF/jp

ANNEXE A

Liste de références

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANSES (2019). Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'Exposition au cadmium (CAS n°7440-43-9) – Propositions de valeurs toxicologiques de référence (VTR) par ingestion, de valeurs sanitaires repères dans les milieux biologiques (sang, urine, ...) et de niveaux en cadmium dans les matières fertilisantes et supports de culture permettant de maîtriser la pollution des sols agricoles et la contamination des productions végétales.

<https://www.anses.fr/fr/system/files/VSR2015SA0140.pdf>

ATSDR (2007). Toxicological Profile for Arsenic. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=22&tid=3>.

ATSDR (2012). Toxicological Profile for Cadmium. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

<http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=48&tid=15>.

ATSDR (2023a). Toxicological Profile for Beryllium. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

<https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.pdf>.

ATSDR (2023b). Draft for Public Comment. Toxicological Profile for Nickel. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.html>

CCME (2020). Document scientifique pour le développement des recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine - Plomb . Version soumise au public pour examen et commentaires jusqu'au 30 Juillet 2020.

<https://www.ccme.ca/files/CSOQG%20Pb%20SCD%208.6%20FR.pdf>.

EFSA (2009). Scientific Opinion. Cadmium in food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. EFSA Journal 980: 1-139. Adopted on 30 January 2009.

<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.980>

EFSA (2013). Scientific opinion on lead in food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), European Food Safety Authority, Parma, Italy. EFSA J., 8(4): 1570.

www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/1570.pdf

Heng, Y. Y., Asad, I., Coleman, B., Menard, L., Benki-Nugent, S., Hussein Were, F., Karr, C. J. et McHenry, M. S. (2022). Heavy metals and neurodevelopment of children in low and middle-income countries: A systematic review. *PLoS One* 17(3): e0265536.

INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Institut national de santé publique du Québec. 163 pages. Depuis

http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.pdf

.

INSPQ (2016). Valeur guide sanitaire pour la silice dans l'air ambiant. Commentaires présentés à la Direction de Santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue. Institut national de Santé publique du Québec (INSPQ).

INSPQ (2022a). Avis scientifique - Évaluation du risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda.
<https://www.inspq.gc.ca/sites/default/files/publications/2875-risque-cancerigene-concentrations-arsenic-cadmium-air-rouyn-noranda.pdf>.

INSPQ (2022b). Rapport d'évaluation du risque - Soutien scientifique aux autorités de santé publique dans le cadre du processus de renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à Glencore pour l'exploitation de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda.
https://www.inspq.gc.ca/sites/default/files/publications/3244-soutien-sante-publique-autorisation-ministerielle-exploitation-fonderie-horne_0.pdf.

INSPQ (2024). Soutien à la Direction régionale de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue dans le cadre du BAPE sur le projet Horne 5 à Rouyn-Noranda - Volet commentaires aux évaluations des risques toxicologiques.

IPCS (2000). Lead. World Health Organisation Food Additives Series : 44. International Program on Chemical Safety, World Health Organization.
<https://www.inchem.org/documents/iecfa/iecmono/v44jec12.htm>.

IPCS (2001). Beryllium And Beryllium Compounds. Concise International Chemical Assessment Document 32. . <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad32.htm#11.1.1>

JECFA (2011). Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Prepared by the seventy-third meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse (WHO Food Additives Series, No. 64).

OEHHA (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). <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>.

RIVM (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Rapport no. 711701025. 297. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>.

Santé Canada (2020). Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Le baryum. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-baryum.html>.

Santé Canada (2021). L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Valeurs toxicologiques de référence (VTR). Version 3.0.

TCEQ (2009). Silica, Crystalline forms - CAS registry numbers: 14808-60-7 (quartz); 14464-46-1 (cristobalite); 1317-95-9 (tripoli); 15468-32-3 (tridymite), 77 p. Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ).

U.S. EPA (1998a). IRIS: Integrated risk information system - arsenic, inorganic (CASRN 7440-38-2). United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm>.

U.S. EPA (1998b). IRIS: Integrated risk information system - beryllium and compounds (CASRN 7440-41-7). United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0012.htm>.

U.S. EPA (2005). IRIS: Integrated risk information system - barium and compounds (CASRN 7440-39-3). United States Environmental Protection Agency.
https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=10.

U.S. EPA (2023). External Review Draft. IRIS Toxicological Review of Inorganic Arsenic [CASRN 7440-38-2]. October 2023. Rapport no. External Review Draft EPA/635/R-23/166a.
https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=547771.

WHO (2004). Copper in Drinking-water. Background Document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization (WHO). Geneva. WHO/SDE/WSH/03.04/88.
<https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/copper.pdf>.

WSP (2021). Projet Horne 5, Rouyn-Noranda, Québec. Étude sectorielle sur la modélisation de la dispersion atmosphérique. Révision 2. Rapport No : 151-11330-09-240-RPT-001. Rapport de WSP pour Ressources Falco Ltée.

WSP (2023). Projet Horne 5, Rouyn-Noranda, Québec. Étude sectorielle sur la modélisation de la dispersion atmosphérique. Révision 3. Rapport No : 151-11330-09-240-RPT-001. Rapport de WSP pour Ressources Falco Ltée.