

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 4 janvier 2017

NOTE
d'appui scientifique et technique
de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation,
de l'environnement et du travail

relative à une analyse complémentaire en lien avec l'impact des émissions de poussières issues du centre de stockage de Mange-Garri (société Alteo)

L'Anses a été saisie en juin 2016 par la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) du Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer en vue de compléter et de mettre à jour sa note d'appui scientifique et technique du 7 octobre 2015 qui portait sur une relecture critique de l'étude d'impact sanitaire en lien avec les émissions de poussières issues du centre de stockage de Mange-Garri (société Alteo) (cf. annexe 1).

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA DEMANDE

L'usine de production d'alumine est implantée depuis 1893 sur le territoire de la commune de Gardanne dans les Bouches-du-Rhône. Pour sa production, de la bauxite, matière première riche en aluminium, est attaquée par de la soude à haute température et sous pression. Le procédé « Bayer » génère des résidus solides et des effluents liquides qui depuis 1966, sont rejetés en mer au large de Cassis et à 320 m de profondeur, dans le canyon de Cassidaigne.

En 1996, dans le cadre du respect de la convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée, l'exploitant du site de Gardanne a pris l'engagement de diminuer progressivement les quantités de rejets solides en mer pour y mettre un terme le 31 décembre 2015. Cet engagement a été transcrit dans un arrêté préfectoral daté du 1er juillet 1996.

En mai 2014, la société Alteo a déposé un dossier de demande d'autorisation d'exploiter au titre de la réglementation ICPE¹ concernant la modification des conditions d'exploitation de son usine de production d'alumine de Gardanne. Cette modification a consisté en l'arrêt, à la date du 31 décembre 2015, des rejets d'effluents qualifiés de « boues rouges » afin de ne réaliser que des rejets d'effluents liquides en mer. Le point de rejet en mer reste inchangé et se situe au large de Cassis, dans le Parc national des Calanques créé en 2012. Les rejets solides générés par le procédé de fabrication d'alumine sont dorénavant traités par des filtres presses pour être ensuite, d'une part stockés sur le site voisin de Mange-Garri et d'autre part valorisés sous forme de Bauxaline®.

Cette actualité a ravivé des inquiétudes, notamment la question de l'impact sur la santé des poussières de « boues rouges », générées au niveau du site de stockage de la société Alteo, implanté au lieu-dit de Mange-Garri sur la commune de Bouc Bel Air.

Dans ce contexte, le Ministère de l'Environnement, du Développement Durable et de l'Énergie a saisi l'Anses en mai 2015 afin de réaliser une analyse critique de l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) produite par l'exploitant et relative aux émissions de poussières depuis le site de Mange-Garri.

En réponse à cette demande, l'Anses a publié le 7 octobre 2015, une note d'appui scientifique et technique relative à la relecture critique de l'étude d'impact sanitaire en lien avec les émissions de poussières issues du centre de stockage de Mange-Garri (société Alteo).

Les conclusions générales formulées par l'agence dans cette note étaient les suivantes :

« L'Anses souligne la difficulté d'apprécier clairement l'adéquation entre les activités prises en compte dans les documents produits par l'exploitant et le fonctionnement actuel et futur du site de Mange-Garri. Ce point apparaît crucial pour la détermination des sources potentielles avec des conséquences in fine pour l'ensemble de l'exercice

¹ Installation classée pour la protection de l'environnement

d'évaluation des risques. D'autre part, il est difficile de vérifier les calculs réalisés en l'absence d'indication sur les données utilisées comme par exemple certaines valeurs numériques associées au transfert dans les végétaux.

En termes de point critique majeur, l'Anses attire l'attention sur les limites concernant les facteurs d'émission calculés et la modélisation de la dispersion atmosphérique, notamment les hypothèses retenues et l'utilisation d'équations hors de leur domaine de validité. Par ailleurs, les éléments présentés comme permettant aux auteurs de valider les résultats de la modélisation ne peuvent être considérés comme tels. A cet effet, une campagne de mesures et de caractérisation physico chimique des particules atmosphériques, portant à la fois sur les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} , est nécessaire. Elle doit être réalisée à des saisons contrastées afin de tenir compte de la variabilité climatique avec des méthodes de prélèvement et d'analyse appropriées. Les résultats permettront d'une part de vérifier la cohérence avec les calculs de la modélisation de dispersion atmosphérique pour la situation actuelle et d'autre part de compléter l'interprétation de l'état des milieux conformément aux préconisations actuelles issues du guide Ineris daté de 2013.

En l'état, l'Anses conclut que les résultats de la modélisation ne peuvent être considérés comme validés. Cette conclusion vaut de fait également pour la caractérisation des risques sanitaires.

De manière opportune et au regard des enjeux de santé publique, l'Anses recommande que l'évaluation des risques liés aux envols de poussières s'intéresse simultanément aux deux sites, géographiquement proches l'un de l'autre, liés à la même activité industrielle, la fabrication d'alumine (déclinée avec plusieurs rubriques ICPE), et conduite par le même exploitant. »

Depuis, à la demande de la DGPR, un diagnostic de l'influence des émissions de poussières du site de stockage de Mange-Garri sur la qualité des milieux au voisinage du site de Mange-Garri a été réalisé par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) (BRGM, 2016a ; 2016b). Ce diagnostic s'appuie en particulier sur une campagne d'investigations de terrain réalisée fin 2015-début 2016. Les investigations réalisées ont été les suivantes :

- Sur site, des prélèvements et analyses visant à mieux caractériser les matériaux stockés du point de vue minéralogique et chimique et identifier la signature du site de stockage de Mange-Garri ont été réalisés ;
- Hors site, 53 échantillons de sol ont été prélevés dans l'environnement du site de stockage. L'ensemble des points sont situés sur les communes de Gardanne, Bouc Bel Air et Aix-en-Provence, dans le département des Bouches-du-Rhône. De plus, six stations de mesure ont été mises en place chez des riverains du site pour une durée de 4 à 5 semaines selon les stations. Sur chacune d'elles, ont été réalisés des prélèvements automatisés de la fraction PM_{10} ² des particules en suspension par séquence de 24 h, des mesures optiques en continu des PM_{10} et $PM_{2,5}$ ³, ainsi que des prélèvements de poussières sédimentables totales et sèches. Les échantillons ont fait l'objet d'une caractérisation complète afin d'apprécier la qualité environnementale du milieu et d'évaluer l'influence du site de Mange-Garri sur la qualité de ces milieux.

L'objet de la présente note est d'évaluer l'opportunité de recourir au diagnostic réalisé par le BRGM dans l'optique de renforcer ou de conduire l'EQRS liés aux émissions de poussières du site de stockage de Mange-Garri. Cette analyse permettra d'émettre de potentielles conclusions et recommandations complémentaires à ce qui avait été formulé dans la note d'appui scientifique et technique du 7 octobre 2015.

2. ORGANISATION DES TRAVAUX

2.1 Organisation de l'analyse du diagnostic de l'influence des émissions de poussières du site de stockage de Mange-Garri sur la qualité des milieux au voisinage du site réalisé par le BRGM

L'analyse a été réalisée en interne par l'Anses, au sein de la Direction de l'Évaluation des Risques, sous la forme d'un appui scientifique et technique. Deux experts extérieurs, dont les compétences recouvrent la connaissance des études d'impact notamment dans le domaine des ICPE, l'expologie, la toxicologie et l'évaluation des risques sanitaires, ont été nommés experts rapporteurs en appui à l'examen du dossier. Ils sont par ailleurs membres des CES⁴ « Substances chimiques visées par les règlements REACH et CLP » et « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » de l'Anses.

² Particules en suspension dont le diamètre est inférieur à 10 µm

³ Particules en suspension dont le diamètre est inférieur à 2,5 µm

⁴ Comité d'experts spécialisé.

L'Anses a analysé les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin de prévenir les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre des travaux conduits. Les déclarations d'intérêts des experts sont rendues publiques *via* le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

2.2 Documents consultés

Dans le cadre de l'analyse réalisée, l'Anses a consulté les documents suivants :

- Évaluation des risques sanitaires liés aux émissions atmosphériques du site de Mange-Garri, datée d'avril 2015 et réalisée par Antéa Group : document pdf de 150 p.
- Diagnostic de l'influence des émissions de poussières du site de stockage de Mange-Garri sur la qualité des milieux au voisinage du site, rapport final réalisé par le BRGM (BRGM/RP-65735-FR) et daté de mars 2016 : document pdf de 76 pages.
- Diagnostic de l'influence des émissions de poussières du site de stockage de Mange-Garri sur la qualité des milieux au voisinage du site, Annexes du rapport final réalisé par le BRGM (BRGM/RP-65735-FR) et daté de mars 2016 : document pdf de 762 pages.
- Note d'appui scientifique et technique de l'Anses du 7 octobre 2015 relative à une relecture critique de l'étude d'impact sanitaire en lien avec les émissions de poussières issues du centre de stockage de Mange-Garri (société Alteo) – 15 pages.

3. ANALYSE

L'objectif est d'apprécier, dans l'optique de renforcer ou de conduire une EQRS, la quantité et la qualité des données recueillies par le BRGM à l'occasion de la campagne d'investigations de terrain réalisée fin 2015 au voisinage du site de stockage de Mange-Garri. Sur la base des éléments soulignés ci-après à la lecture du diagnostic réalisé par le BRGM, des conclusions et recommandations complémentaires à celles émises dans sa note d'appui scientifique et technique du 7 octobre 2015 sont formulées par l'Anses.

3.1 Intérêts du diagnostic du BRGM dans l'optique d'une EQRS

En premier lieu, il est à souligner que le rapport produit par le BRGM est très bien documenté et d'excellente qualité quant aux méthodes mises en œuvre pour :

- L'échantillonnage et la caractérisation des sols ;
- L'échantillonnage et la caractérisation des matériaux du site Mange-Gari ;
- La caractérisation des particules échantillonnées sur filtres ou déposées sur plaquettes/jauges.

Par ailleurs, les descriptions relatives aux différents échantillons réalisés sont exhaustives et complètes.

3.1.1 Concernant le volet « Sols » :

★ Échantillonnage et analyse :

- L'échantillonnage des matériaux stockés apparaît cohérent et justifié. Le programme analytique conduit sur les échantillons de matériaux stockés est justifié et apparaît complet :
 - Analyse quantitative de 30 composés inorganiques⁵, éléments traces et majeurs identifiés comme ayant potentiellement un intérêt dans une perspective d'évaluation des risques sanitaires,
 - Analyse quantitative des 14 Terres Rares⁶ ayant potentiellement un intérêt dans une perspective d'identification de signature chimique des matériaux,
 - Analyse quantitative des composés organiques tels que les hydrocarbures en C₁₀-C₄₀, les HAP⁷ et les PCB⁸ identifiés comme ayant potentiellement un intérêt dans une perspective d'évaluation des risques sanitaires,
 - Analyse quantitative des dioxines et furanes sur les échantillons de bauxaline et de matériaux blancs (matériaux stockés susceptibles d'avoir subi un procédé industriel),

⁵ Aluminium, arsenic, baryum, bore, cadmium, cérium, chrome total, chrome VI, cobalt, cuivre, fer, manganèse, molybdène, nickel, phosphore, plomb, antimoine, sélénium, silicium, étain, strontium, titane, uranium, vanadium, zinc, sodium, hafnium, zirconium, chlore, fluor.

⁶ Lanthane, cérium, praséodyme, néodyme, samarium, europium, gadolinium, terbium, dysprosium, holmium, erbium, thulium, ytterbium, lutécium. Le prométhium (Pm), ayant des isotopes instables, n'a pas été recherché.

⁷ Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

⁸ Polychlorobiphényles

- Screenings par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (*Gas chromatography-mass spectrometry* ou GC-MS) des composés organiques persistants semi- à non-volatils,
 - Les techniques analytiques mises en œuvre sont adaptées.
- L'échantillonnage des sols au voisinage du site apparaît cohérent, suffisant et justifié :
- Les échantillons collectés visent à caractériser l'impact du site sur son voisinage et à permettre une évaluation de l'exposition. Il a ainsi été réalisé des échantillons de sols de surface (0-5 cm), des échantillons de sols de jardins potagers et de champs cultivés (0-30 cm) et des échantillons de sols témoins (0-5 cm), ces derniers visant à caractériser les teneurs de bruit de fond dans les sols en lien avec les différentes couches géologiques présentes dans le secteur d'étude.
 - La répartition des points de prélèvement est argumentée et raisonnée :
 - Les échantillons de sols de surface, dans les sols de jardins potagers et dans les champs cultivés, sont majoritairement répartis là où la présomption d'impact par les poussières issues du site de stockage de Mange-Garri est la plus importante : au sud-est du site sous le Mistral et à l'ouest sous le Levant, Mistral et Levant étant les deux principaux régimes de vent existantes sur le secteur d'étude.
 - Les échantillons de sols témoins ont été prélevés préférentiellement au nord du site, en dehors de l'influence des vents dominants dans le secteur de Mange-Garri.
- Le programme analytique conduit sur les échantillons de sols au voisinage du site est justifié et apparaît suffisant :
- Analyse quantitative de 30 composés inorganiques, éléments traces et majeurs identifiés comme ayant potentiellement un intérêt dans une perspective d'évaluation des risques sanitaires,
 - Analyse quantitative des 14 Terres Rares,
 - Analyse quantitative des composés organiques tels que les hydrocarbures en C₁₀-C₄₀, les HAP et les PCB identifiés comme ayant potentiellement un intérêt dans une perspective d'évaluation des risques sanitaires,
 - Le non suivi des dioxines et furanes est justifié compte tenu que ces composés n'ont pas été quantifiés dans les matériaux stockés sur le site et ne sont pas susceptibles d'être générés par le procédé industriel (bauxaline et matériaux blancs),
 - Les techniques analytiques mises en œuvre sont adaptées.

★ Interprétation des résultats fournie par le BRGM :

- L'identification des éléments traceurs est argumentée. Elle s'appuie notamment sur les descriptions statistiques univariées de la composition chimique de différents échantillons par des diagrammes de Tukey. Les résultats d'analyse correspondant aux échantillons de matériaux stockés sur le site et aux échantillons de sols de l'environnement témoin local du site ont été considérés par le BRGM. Les critères appliqués pour considérer comme traceurs ou non les éléments, puis les qualifier de « bons » ou de « très bons » traceurs sont en partie empiriques; ils apparaissent cependant raisonnés.

Ainsi, les éléments traceurs des matériaux stockés sur le site de Mange-Garri identifiés par le BRGM sont les suivants :

Tableau 1 : Identification et appréciation des éléments traceurs sur la base des teneurs dans les matériaux solides

Source	Éléments traceurs
Bauxaline issue du site de stockage	Majeurs : Fe, Na, Ti, P Traces/REE : Cr, Nb, V, Zr, B, Ce, Nd, Y, As
Bauxite issue du site de stockage	Majeurs : Al, Fe, Ti Traces/REE : Cr, V, Nb, Zr, Ce
Matériaux blancs issus du site de stockage	Majeurs : Al, Ti Traces/REE : B, Cr, Li, Nb
Éléments non traceurs : Majeurs : Ca, K, Mg, Mn, Si Traces/REE : Ag, Ba, Be, Bi, Cd, Cl, Co, Cu, F, Hf, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, U, W, Zn, Dy, Er, Eu, Gd, Ho, Lu, Pr, Sm, Tb, Tm, Yb	

Source : BRGM

En rouge : les très bons traceurs / en orange : les bons traceurs / en noir : les traceurs ni bons ni très bons

L'évaluation de l'influence des émissions de poussières issues de l'exploitation du site de Mange-Garri sur la qualité des sols au voisinage du site est conduite de façon argumentée et apparaît cohérente. Pour les éléments identifiés comme traceurs des matériaux stockés sur le site de Mange-Garri, deux zones principales d'influence sont identifiées :

- Une zone située à l'ouest du site à usage résidentiel avec la présence de jardins privatifs et potentiellement de potagers. Pour cette zone, l'influence de retombées de poussières issues du site de stockage, passées et actuelles, est vraisemblable compte tenu de sa situation sous le vent en condition de Levant ;
- Une zone située au sud du site dans le « bois de Bouc Bel Air », lieu de promenade. Pour cette zone, l'impact identifié résulterait plus probablement du fait que cette zone correspond aux anciens bassins de stockage historique qui furent exploités de 1907 à 1948.

Concernant les composés organiques analysés (hydrocarbures en C₁₀-C₄₀, HAP et PCB), les résultats obtenus dans les sols au voisinage du site de stockage sont majoritairement inférieurs aux limites de quantification :

- Pour les échantillons de sols de surface : 20% de résultats quantifiés,
- Pour les échantillons de sols de potagers ou de champs cultivés : 11% de résultats quantifiés,
- Pour les échantillons de sols témoins : 11% de résultats quantifiés.

Pour comparaison, les résultats d'analyse de ces composés organiques dans les échantillons de matériaux stockés sur le site de Mange-Garri indiquent que l'ensemble des résultats relatifs aux HAP et aux PCB est inférieur aux limites de quantification, et que les dosages relatifs aux hydrocarbures, plus particulièrement en C₁₆-C₄₀, présentent des résultats supérieurs aux limites de quantification. Pour les HAP et les PCB, l'origine de la présence ponctuelle dans les sols au voisinage du site de stockage n'est *a priori* pas associée à l'exploitation du site de Mange-Garri. Quant à la présence d'hydrocarbures à faible teneur, notamment dans les sols de surface à proximité du site, elle est vraisemblablement d'origine multi-sources.

3.1.2 Concernant le volet « Air » :

★ Echantillonnage et analyse :

- Les prélèvements automatisés de la fraction PM₁₀ dans l'air sont justifiés. Le dispositif d'échantillonnage mis en place (préleveurs séquentiels bas débit sur filtres, de type Partisol 2025 de la marque Thermo R&P dits « Partisol Plus ») est adapté et conforme à la norme en vigueur⁹.
- Le nombre et la localisation des six points de prélèvement apparaissent cohérents au regard des régimes de vent mesurés sur la zone d'étude et dans un objectif de caractérisation d'expositions potentielles (riverains). Cela permet de disposer de données en amont et en aval éolien du site en fonction du régime de vent.
- Une attention particulière a été portée aux exigences normatives relatives aux règles d'implantation de sites de mesure de l'air ambiant (respect de distances des préleveurs par rapport à des obstacles environnants, etc.) respectées dans la plupart des cas.
- Des échantillons de poussières sédimentables ont été réalisés en complément des mesures de particules en suspension dans l'air. Il a été réalisé à la fois des échantillonnages sur plaquettes de dépôts (pour la mesure des dépôts secs) et des échantillonnages par le biais de collecteurs de type jauge Owen (pour la mesure des dépôts secs et humides) en suivant les préconisations des normes¹⁰ en vigueur encadrant la réalisation de ces deux types de mesures.
- Des blancs de terrain et de laboratoire ont bien été réalisés.
- Le programme analytique conduit sur les échantillons de PM₁₀ prélevés au moyen des « Partisol Plus » correspond au programme analytique conduit sur les échantillons de matériaux stockés et de sols au voisinage du site, à l'exception des éléments suivants pour des raisons de faisabilité technique :
 - Composés inorganiques : bore, chrome hexavalent, silicium, phosphore, chlore, fluor et sodium ;
 - Les composés organiques peu présents dans les matériaux stockés.

★ Interprétation des résultats fournie par le BRGM :

L'identification des éléments traceurs de Bauxaline (hors Terres rares) est argumentée. Les critères appliqués pour considérer comme traceurs ou non les éléments, puis les qualifier de bons ou de très bons traceurs sont en partie empiriques et ne sont pas connus de l'Anses ; ils apparaissent cependant raisonnés.

Ainsi, les éléments traceurs de Bauxaline identifiés par le BRGM pour les PM₁₀ sont les suivants :

Tableau 2 : Identification et appréciation des éléments traceurs sur la base des teneurs dans les PM₁₀

Source	Éléments traceurs
PM ₁₀ de Bauxaline	Majeurs : Fe, Ti, Al Traces/REE : Ce, Cr, V, La, Nd
Éléments non traceurs : <i>As, Mn, Pb, Sr</i>	

Source : BRGM

En rouge : les très bons traceurs / en orange : les bons traceurs / en noir : les traceurs ni bons ni très bons

La détection de l'influence du site de stockage de Mange-Garri est conduite de façon argumentée au moyen notamment de tests statistiques. A l'échelle de la durée de la campagne, il n'est pas mis en évidence, *via* ces tests, de différence significative entre les concentrations en PM₁₀ mesurées en amont éolien du site et celles mesurées en aval de celui-ci, selon les deux conditions de vent existantes localement (Levant et Mistral). Cependant, une analyse statistique des données de composition souligne une influence probable du site de stockage en condition de Levant, de manière ponctuelle (durant trois jours consécutifs), sur la composition des PM₁₀ prélevées en aval du site.

⁹ Norme NF EN 12 341 du 21 juin 2014 intitulée « Air ambiant – Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique PM₁₀ ou PM_{2,5} de matière particulaire en suspension »

¹⁰ Norme NFX 43-007 de décembre 2008 pour la « Détermination de la masse des retombées atmosphériques sèches » et norme NFX 43-014 de novembre 2003 pour la « Détermination des retombées atmosphériques totales ».

3.2 Limites du diagnostic du BRGM dans l'optique d'une EQRS

Il est à noter que le BRGM avait déjà identifié, dans son rapport d'étude, plusieurs des limites énoncées ci-dessous.

Les principales limites du diagnostic concernent le volet relatif aux mesures atmosphériques.

- Les conditions météorologiques relevées sur la durée de la campagne (période automnale entre le 15 octobre 2015 et le 23 novembre 2015) sont sensiblement différentes des conditions météorologiques relevées en moyenne à l'échelle d'une année autour du site de stockage (vitesse et direction de vent ainsi que pluviométrie). De plus, aucun épisode de vent fort, en conditions de Levant ou de Mistral, susceptible de générer des empoussièrlements importants, n'a été enregistré sur la période de mesures. Ainsi les conditions d'envol et de dispersion accrues de poussières du site de stockage de Mange-Garri n'ont pas été observées. Ces conditions ne sont donc pas représentatives des conditions météorologiques moyennes locales (saison, durée). Or, ces conditions jouent un rôle majeur dans la dispersion des émissions de poussières. Les résultats de mesures obtenus pour les poussières en suspension dans l'air et les dépôts particuliers ne peuvent donc être considérés comme reflétant sur le long terme l'éventuelle influence du site de Mange-Garri sur son voisinage.
- Du fait de difficultés techniques, l'évaluation des paramètres météorologiques (vitesse et direction du vent en particulier) repose sur des données météorologiques enregistrées sur des stations situées à plusieurs kilomètres de la zone d'étude (stations d'Aix-en-Provence, de la Diote-Gréasque, de Peypin et de Gardanne). Compte tenu de possibles variations locales de ces paramètres du fait de la topographie de la zone d'étude, les analyses des influences conduites en fonction du positionnement éolien des points de prélèvement par rapport au site de stockage sont à considérer avec prudence.
- Il n'a pas été réalisé de mesures gravimétriques de la fraction $PM_{2,5}$ des particules en suspension dans l'air. Seules des mesures au moyen de capteurs optiques ont été conduites pour les $PM_{2,5}$. Or, tel que rappelé par le BRGM, ces capteurs ne détectent pas les particules ayant un diamètre aérodynamique inférieur à $1 \mu m$ ($PM_{0,1}$). Les résultats relatifs aux $PM_{2,5}$ ne sont donc pas exploitables pour un exercice de caractérisation du milieu « air » pour ce paramètre, ou pour un exercice d'évaluation quantitative des risques sanitaires, même si l'on peut reconnaître cependant que les $PM_{0,1}$ ne représentent pas une contribution massive majeure.
- Aucune analyse de Chrome VI n'a été réalisée dans la fraction PM_{10} impliquant l'absence de quantification du risque sanitaire par inhalation pour cet élément trace métallique alors que le chrome a été défini par le BRGM comme un traceur potentiel du site de stockage de Mange-Garri.

Concernant ces premières limites, l'agence rappelle que dans sa note d'appui scientifique et technique du 7 octobre 2015, elle indiquait en conclusion la nécessité de mener « *une campagne de mesures et de caractérisation physico chimique des particules atmosphériques, portant à la fois sur les $PM_{2,5}$ et les PM_{10}* », et que celle-ci devait être « *réalisée à des saisons contrastées afin de tenir compte de la variabilité climatique avec des méthodes de prélèvement et d'analyse appropriées* ».

En conséquence, le diagnostic réalisé ne permet pas de lever les doutes sur un point *a priori* sensible de l'évaluation des risques réalisée par Antéa Group en 2015, à savoir la validité du modèle de dispersion des particules utilisé. Outre les éléments déjà exposés ci-dessus, il est à noter en complément que :

- la validation du modèle de dispersion n'était pas un objectif direct de la campagne de mesures conduite par le BRGM,
- la très faible influence supposée du site de stockage de Mange Gari en aval aéraulique, nécessite une puissance statistique importante (et/ou le recours à des traceurs inhabituels, et/ou des échantillonneurs à fort débit),
- l'analyse de la composition locale des particules, soumise à l'influence de nombreux paramètres/sources apparaît *de facto* complexe.

Concernant le volet relatif aux mesures dans les sols, les échantillonnages et les analyses conduits répondent de façon satisfaisante à l'objectif de caractérisation du milieu environnant et possiblement impacté par les émissions de poussières issues du site de stockage de Mange-Garri.

Enfin, une limite supplémentaire tient au fait que le diagnostic réalisé ne répond pas aux questions relatives à l'impact possible du site de stockage sur les eaux souterraines et de surface locales et à une éventuelle contribution de cette voie à l'exposition humaine.

3.3 Appréciation de la faisabilité d'un exercice d'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS)

3.3.1 Faisabilité d'une EQRS

Compte tenu des éléments exposés précédemment, il apparaît que :

- La caractérisation de la contamination des sols au voisinage du site de stockage de Mange-Garri et dans les zones soumises à l'influence des émissions de poussières en fonction des deux principaux secteurs de vent mesurés dans le secteur d'étude semble suffisante dans le contexte d'une étude d'impact liée à une installation classée ;
- La caractérisation des particules en suspension dans l'air et des dépôts de poussières sédimentables est incomplète compte tenu :
 - De la période de l'année à laquelle la campagne de mesures a été réalisée ;
 - Des conditions météorologiques durant la campagne de mesures ;
 - De la durée de la campagne de mesures ;
 - De la non réalisation de mesures gravimétriques de PM_{2,5}.
- Les données de contamination des milieux (sol et air) collectées reflètent la contamination globale des sols et de l'air au voisinage du site de stockage de Mange-Garri. Ainsi, ces données ne permettent pas d'isoler la part de contamination, pour chaque substance recherchée, attribuable aux émissions et retombées de poussières liées à la seule exploitation du site de stockage de Mange-Garri. D'autres sources locales peuvent contribuer aux contaminations observées (autres sites industriels, trafic routier, activités agricoles, fond géochimique local...).

Au vu des données disponibles et dans le délai imparti, la démarche d'EQRS, telle que déclinée à l'Anses dans le cadre d'une expertise collective et impliquant notamment une analyse fine des scénarios d'exposition et des facteurs d'exposition associés mais aussi des relations doses-effets, n'a pas pu être réalisée. L'exercice proposé dans cette note s'inscrit dans une démarche d'évaluation simplifiée des risques sanitaires. Il reste conforme à la démarche préconisée pour les ICPE, en particulier décrite dans le document de l'Ineris (2013) intitulé « Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Impact des activités humaines sur les milieux et la santé ».

Ainsi, il est *a minima* possible de conduire des calculs simples d'évaluation des risques sanitaires lié au vecteur d'exposition que représente le sol dans les zones sous influence directe du site de stockage, en condition de Mistral d'une part, et en condition de Levant d'autre part. Le sol peut à la fois être un vecteur d'exposition direct du fait de l'ingestion de sol et/ou de poussières de sol, et un vecteur d'exposition indirect du fait de la consommation d'aliments autoproduits par exemple dans des jardins potagers.

Pour ce qui est du vecteur d'exposition que représentent les particules atmosphériques, si des calculs de risque peuvent être conduits, ils ne seront cependant pas représentatifs d'une situation d'exposition chronique compte tenu de la non représentativité de la campagne de mesures menée.

Ainsi, dans ce qui suit, il est proposé de présenter des résultats de calculs simplifiés d'EQRS, conduits en première approche afin d'apprécier l'échelle de risques que représente la contamination globale mesurée dans le voisinage du site de stockage de Mange-Garri (sol et air) pour des situations d'exposition chronique. Compte tenu des nombreuses incertitudes inhérentes aux calculs conduits, c'est bien l'ordre de grandeur du risque qu'il convient de considérer en vue d'une conclusion.

3.3.2 Démarche d'évaluation des risques simplifiée mise en œuvre

a) Identification des cibles

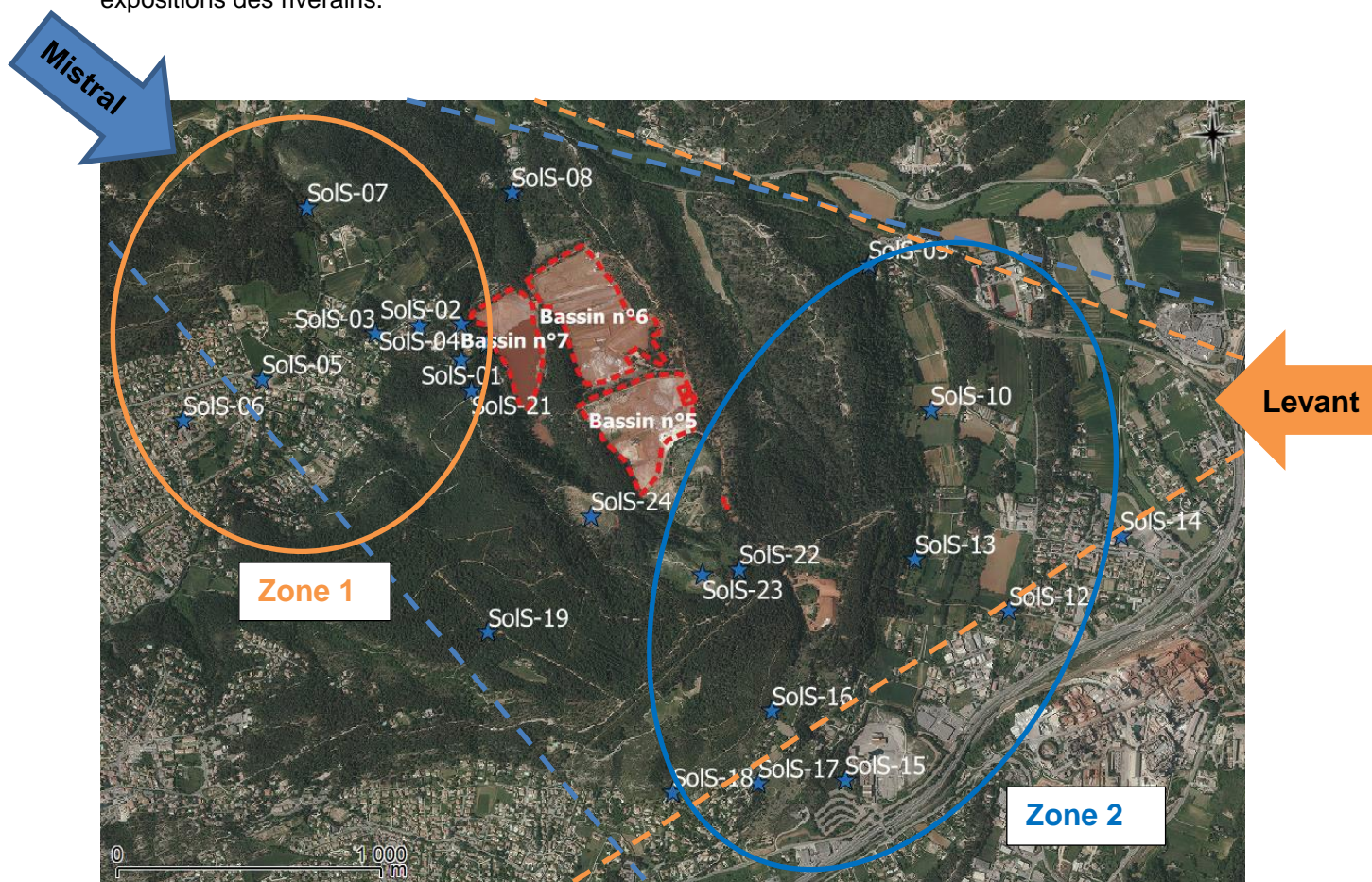
Dans le cadre de cet exercice, les **riverains** du site sont considérés comme les principales cibles. Compte tenu des principaux régimes de vent existant sur la zone, qui ont d'ailleurs justifié les zones d'investigation retenues par le BRGM pour la réalisation de prélèvements d'air et de sol, deux zones d'impact où se situent des cibles « riverains » potentielles sont considérées :

- **Zone 1 ou zone située à l'ouest / nord-ouest du site de Mange-Garri** : zone située sous le Levant (vent provenant de l'est, second vent principal sur la zone d'étude avec des vitesses moyennes d'environ 50 km/h et pouvant dépasser les 80 ou 100 km/h).

- **Zone 2 ou zone située au Est-Sud-Est du site de Mange-Garri** : zone située sous le Mistral (vent provenant du nord-ouest, dominant sur la zone d'étude avec des vitesses moyennes d'environ 50 km/h et pouvant dépasser les 100 km/h).

Nota bene : des calculs seront également réalisés à partir des données de contamination des échantillons témoins ou « bruit de fond » collectés par le BRGM au nord du site. Ces calculs permettront des comparaisons entre zones sous influence du site de stockage et « zone témoin ».

La carte ci-après permet de visualiser les zones 1 et 2 considérées dans la suite de l'exercice pour caractériser les expositions des riverains.



Source : BRGM

Figure 1 : Identification des deux zones principales sous influence du site de stockage de Mange-Garri selon les conditions de vent

b) Identification des vecteurs de transfert

Déjà identifiés comme cohérents dans la note d'appui scientifique et technique du 7 octobre 2015, les principaux vecteurs de transfert et/ou d'exposition retenus sont :

- **Le sol** hors site pouvant conduire à une exposition par ingestion de sol et/ou poussières de sol, et ingestion de végétaux qui seraient cultivés/autoproduits à proximité (feuilles et racines) ;
- **L'air** pouvant conduire à une exposition par inhalation.

Remarque : d'autres vecteurs d'exposition pourraient être considérés pour les riverains comme par exemple l'utilisation de ressources en eau locales, notamment pour l'arrosage de potagers, ou bien encore la consommation de viandes d'animaux qui s'alimenteraient dans l'environnement du site (volailles, bétail...). Celles-ci ne sont pas considérées ici faute d'information relative au vecteur « eau » et aux pratiques de consommation.

c) Choix des substances

Le choix des substances à considérer a été réalisé sur la base des investigations menées par le BRGM. A ce stade, il s'agit de l'ensemble des éléments majeurs ou traces qui ont été identifiés dans les matériaux solides stockés sur le site de Mange-Garri (Bauxaline, Bauxite, Matériaux blancs). Ils ont donc été recherchés par la suite dans les matrices environnementales considérées comme des vecteurs d'exposition à savoir l'air et le sol.

Il est cependant fait exception ici des Terres Rares¹¹.

Le tableau 3 présente l'ensemble des substances pour lesquelles l'exercice d'EQRS a été engagé.

Tableau 3 : Substances incluses en vue de l'exercice d'EQRS

Aluminium (Al)	Fluor (F)	Plomb (Pb)
Arsenic (As)	Fer (Fe)	Antimoine (Sb)
Bore (B)	Hafnium (Hf)	Silicium (Si)
Baryum (Ba)	Manganèse (Mn)	Etain (Sn)
Chlore (Cl)	Molybdène (Mo)	Strontium (Sr)
Cobalt (Co)	Molybdène (Mo)	Titane (Ti)
Chrome (Cr)	Sodium (Na)	Uranium (U)
Chrome VI (Cr VI)	Nickel (Ni)	Vanadium (Va)
Cuivre (Cu)	Phosphore (P)	Zinc (Zn)
		Zirconium (Zr)

d) Relations dose-effet ou dose réponse

La sélection des VTR a été réalisée en partie conformément aux prescriptions de la note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 « *relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués* » abrogeant la circulaire du 30 mai 2006 « *relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact* ».

1. Expertise collective de l'Anses

En premier lieu, les VTR chroniques par inhalation ou ingestion élaborées par l'Anses et publiées sur le site internet de l'agence ont été consultées.

Par ailleurs, et ce dans une optique de cohérence, les VTR pour une exposition à long terme par ingestion, retenues lors de l'appui scientifique et technique de l'Anses (2014 ; 2016) relatif à l'impact potentiel sur la santé humaine du rejet en Méditerranée d'effluents issus des activités de transformation de minerai de bauxite, ont également été considérées. Il s'agit de valeurs repères toxicologiques pour l'aluminium, l'arsenic, le baryum, le cadmium, le chrome VI, le cobalt, le nickel, le plomb, l'antimoine et l'uranium. En effet, pour ces substances, une expertise approfondie a déjà été conduite en évaluant la qualité et la robustesse de l'élaboration de la valeur, notamment le choix de l'effet critique, du mode d'action, de l'étude clé, etc.

Pour certains de ces éléments traces métalliques, plus particulièrement l'arsenic, le chrome VI et le plomb, la valeur proposée par l'EFSA a été jugée la plus pertinente dans le cadre de l'appui scientifique et technique de l'Anses cité ci-dessus. Or ces valeurs se présentent sous la forme d'une benchmark dose limit (BMDL) et conduisent à une méthode de caractérisation du risque particulière consistant à calculer une marge d'exposition (MOE) ou une marge de sécurité (MOS). Afin de respecter le cadre méthodologique d'évaluation des risques recommandé pour les ICPE (Ineris, 2013) proposant un calcul de quotient de danger ou d'excès de risque individuel, ces valeurs associées à une méthode de caractérisation du risque particulière n'ont pas été exploitées en première intention. Néanmoins, l'application de cette méthode et les résultats qui en découlent sont présentés en annexe 7 et discutés dans la partie relative à l'interprétation des résultats.

Il est à noter que pour certaines VTR chroniques relatives à l'ingestion d'éléments traces métalliques et associées à un mode d'action avec ou sans seuil de dose, les travaux de l'Anses publiés en 2014 soulignaient, après analyse critique des valeurs existantes, l'absence de valeurs jugées robustes pour l'exercice d'EQRS. Ce point concerne le cuivre, le fer, le manganèse, le molybdène, le sélénium, le vanadium et le zinc. Dans une approche pragmatique, il est ici proposé de conduire une EQRS pour ces substances en retenant, à titre indicatif, les VTR existantes conformément aux prescriptions de la note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014.

¹¹ Les Terres rares ne sont en effet pas considérées dans la suite de l'exercice conduit compte tenu des très faibles quantités mesurées et du fait qu'il n'existe pas de VTR dans les bases de données scientifiques pour ces substances. Leur mesure par le BRGM avait une finalité d'identification de traceurs et non d'EQRS.

2. Expertise nationale

Dans un second temps, les VTR issues de l'expertise réalisée par l'Ineris ont été prises en compte, notamment la « mise à jour des choix de VTR dans le cadre de diagnostics de sols dans les établissements accueillant des enfants et des adolescents / Choix des valeurs permettant la construction des seuils R1, R2 et R3 » (rapport Ineris - DRC-16-158807-02766A) (Ineris, 2016a) et le « Bilan des choix de VTR disponibles sur le portail des substances chimiques de l'Ineris » (rapport d'étude DRC-15-148884-12685A) (Ineris, 2016b). Par ailleurs, la recherche a été complétée par une consultation du Portail Substances Chimiques de l'Ineris (<http://www.ineris.fr/substances/fr/>).

3. Autres bases de données

Enfin, pour les substances pour lesquelles les étapes précédentes n'ont pas permis d'identifier des VTR, la valeur la plus récente a été sélectionnée :

- A) parmi les trois bases de données : US-EPA, ATSDR ou OMS sauf s'il est fait mention par l'organisme de référence que la VTR n'est pas basée sur l'effet survenant à la plus faible dose et jugé pertinent pour la population visée ;
- B) si aucune VTR n'était identifiée dans les bases de données précédemment citées, parmi les quatre bases de données : Santé Canada, RIVM, l'OEHHA ou l'EFSA.

Nota bene : certains éléments traces métalliques présentent une toxicité dépendant de leur forme chimique (cas du chrome et de l'arsenic par exemple). Il est donc nécessaire d'avoir une estimation de l'exposition à chaque forme chimique pour pouvoir estimer le risque. Compte tenu du fait que les données de contamination sont présentées comme des concentrations en éléments totaux (dans les sols et dans les particules), aucune hypothèse de spéciation n'a été considérée.

Les VTR retenues pour cet exercice sont présentées en annexe 2.

e) Évaluation des expositions (doses d'exposition journalières et concentrations inhalées)

★ Scénario d'exposition

Les scénarios d'exposition considérés sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4 : Scénarios d'exposition

		Inhalation	Ingestion de sol et de poussières de sol	Ingestion de légumes feuilles et légumes racines autoproduits
Riverains de la zone 1	enfant	✓	✓	✓
	adulte	✓	✓	✓
Riverains de la zone 2	enfant	✓	✓	✓
	adulte	✓	✓	✓
Témoïn*	enfant	✓	✓	✓
	adulte	✓	✓	✓

*La situation « Témoïn » correspond à des calculs de doses d'exposition qui exploitent les données de contamination des sols et de l'air mesurées dans des échantillons *a priori* non soumis à l'influence du site de stockage de Mange-Garri. Ces échantillons ont été retenus par le BRGM afin de refléter le bruit de fond local.

★ Équations de calcul des doses journalières d'exposition ou des concentrations inhalées

Les équations ci-dessous considèrent, dans une approche conservatrice, une exposition à long terme des groupes de population cible, 24h/24 et tous les jours de l'année.

→ Inhalation

$$CI_i = CAir_i \left(\times \frac{DE}{Tm} \right) \quad (\text{Equation 1})$$

Avec :

- CI_i : Concentration inhalée de la substance i dans l'air (mg/m^3)
 $CAir_i$: Concentration de la substance i dans l'air (mg/m^3)
 DE : Durée d'exposition (années)
 Tm : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années)

→ Ingestion de sol et de poussières de sol

$$DJE_{Sol\ i} = \frac{Csol_{surf\ i} \times Q_{sol} \times Bs}{P} \left(\times \frac{DE}{Tm} \right) \quad (\text{Equation 2})$$

Avec :

- $DJE_{Sol\ i}$: Dose journalière d'exposition de la substance i via l'ingestion de sol ($\text{mg}/\text{kg}_{\text{PC}}/\text{j}$)
 $Csol_{surf\ i}$: Concentration de la substance i dans le sol de surface (0-5 cm) (mg/kg)
 Q_{sol} : Quantité de sol/poussières de sol ingérée (kg/j)
 Bs : Facteur de biodisponibilité relative du polluant i dans le sol (par défaut, $Bs = 1$)
 P : Masse corporelle de la cible (kg_{PC})
 DE : Durée d'exposition (années)
 Tm : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années)

→ Ingestion de légumes feuilles et de légumes racines autoproduits

$$DJE_{Légumes\ autoproduits, i} = DJE_{lég\ feuil\ autoproduit, i} + DJE_{lég\ rac\ autoproduit, i} \quad (\text{Equation (3)})$$

Avec :

- $DJE_{Légumes\ autoproduits, i}$: Dose journalière de substance i ingérée via la consommation de légumes feuilles et racines autoproduits ($\text{mg}/\text{kg}_{\text{PC}}/\text{j}$)
 $DJE_{lég\ feuil\ autoproduit, i}$: Dose journalière de substance i ingérée via la consommation de légumes feuilles autoproduits ($\text{mg}/\text{kg}_{\text{PC}}/\text{j}$)
 $DJE_{lég\ rac\ autoproduit, i}$: Dose journalière de substance i ingérée via la consommation de légumes racines autoproduits ($\text{mg}/\text{kg}_{\text{PC}}/\text{j}$)

Les équations de calcul des doses journalières de substance ingérées via la consommation de légumes autoproduits (feuilles et racines) sont présentées en annexe 3. Il s'agit des équations (4) à (7).

Pour le calcul de l'ensemble des expositions, l'annexe 4 présente les valeurs utilisées pour les différents paramètres entrant en jeu dans les équations (1) à (7) ainsi que les sources d'où elles sont issues.

Nota bene : Il est à noter que dans le cadre de l'exercice ici mené dans un temps contraint, les valeurs des paramètres autres que les données de mesures collectées par le BRGM (contamination de l'air, contamination des sols, valeurs de dépôt) n'ont pas fait l'objet d'une expertise particulière. Plusieurs de ces paramètres présentent une grande variabilité ainsi que des incertitudes. Ces éléments sont en particulier présentés dans le paragraphe 3.3.3 qui suit.

★ **Données de contamination utilisées**

Les données de contamination utilisées pour les calculs de doses d'exposition sont issues du diagnostic réalisé par le BRGM. Les tableaux de données sont présentés en annexe 5.

➤ Traitement de la censure

Sont appelées « données censurées » les valeurs inférieures aux limites de quantification (LQ). Afin de caractériser les doses d'exposition par ingestion et par inhalation de riverains « cibles », un traitement spécifique des données non quantifiées et des données inférieures à la « limite de la méthode » a été appliquée. Pour les teneurs des différents composés inorganiques investigués dans les sols de jardins potagers et de champs cultivés et les sols de surface, les valeurs inférieures à la limite de quantification analytique (LQ) ont été remplacées par LQ/2. De même, concernant les concentrations de ces composés dans l'air, les mesures inférieures à la limite de quantification ont été remplacées par LQ/2 et les valeurs inférieures à la « limite de la méthode » ont été remplacées par 0 conformément au traitement de ces mesures réalisé par le BRGM.

➤ Technique de minéralisation des échantillons de sol :

En première approche, et ce dans un objectif de protection de la santé publique, les concentrations dans les sols déterminées suite à un processus de minéralisation totale ont été retenues. La minéralisation totale permet une dissolution totale de l'échantillon en particulier du fait d'attaque forte (fusion à 1000°C ou frittage au peroxyde de sodium à 450°C).

Il est à noter que les analyses sont usuellement réalisées après minéralisation à l'eau régale telle que préconisée par la norme NF EN 16174 (AFNOR, 2012), cette pratique étant considéré comme une référence dans le domaine de l'environnement. Dans le cadre de cette minéralisation, l'eau régale constitue un mélange fortement oxydant qui dissout de nombreux minéraux mais apporte une lixiviation partielle des silicates et des résidus d'alumine ainsi que de quelques minéraux réfractaires.

Le BRGM souligne dans son rapport que « *les analyses par minéralisation à l'eau régale sous-estiment la teneur de la plupart des éléments étudiés. Ainsi, bien que la technique de minéralisation à l'eau régale soit la plus fréquemment employée et fasse office de référence dans les études environnementales, elle ne permet pas de déterminer de façon aussi précise l'impact du site sur les sols de la zone d'étude que la minéralisation totale.* » (BRGM, 2016a).

Dans le contexte d'une évaluation quantitative des risques sanitaires, la considération de résultats obtenus après minéralisation totale est discutable car vraisemblablement plus éloignée de processus régissant la biologie du vivant (bioaccessibilité et biodisponibilité). Aussi, l'incidence du choix des concentrations obtenues selon ces deux techniques de minéralisation déployées par le BRGM sera discutée dans l'interprétation des résultats.

➤ Concentrations des substances dans les sols de surface (0-5cm) :

Zone 1 : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage SolS-01, SolS-02, SolS-03, SolS-04, SolS-05, SolS-06, SolS-07 et SolS-08 (cf. extrait du tableau 34 des annexes du rapport du BRGM).

Zone 2 : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage SolS-09, SolS-10, SolS-12, SolS-13, SolS-14, SolS-15, SolS-16, SolS-17, SolS-18, SolS-19 (cf. extrait du tableau 35 des annexes du rapport du BRGM).

Zone témoin : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage BDF-01, BDF-02, BDF-03, BDF-04, BDF-05, BDF-06, BDF-07, BDF-08, BDF-09, BDF-10, BDF-11, BDF-12, BDF-13, BDF-14, BDF-15, BDF-16 (cf. extrait du tableau 37 des annexes du rapport du BRGM).

Ces données sont utilisées dans l'équation (2).

Pour chaque zone, est calculée, par substance, la moyenne des résultats de mesures des points d'échantillonnage considérés. En effet, l'hypothèse retenue considère que chaque zone apparait homogène en termes d'influence en cohérence avec la rose des vents établie et la localisation géographique.

➤ Concentrations des substances dans les sols (0-30 cm) :

Zone 1 : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage SolP-01, SolP-02, SolP-03, SolC-01, SolC-02 et SolC-03 (cf. tableau 36 des annexes du rapport du BRGM).

Zone 2 : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage SolP-04, SolP-05, SolP-06, SolP-07, SolC-04, SolC-05, SolC06 et SolC-07 (cf. tableau 36 des annexes du rapport du BRGM).

Ces données sont utilisées dans les équations (4), (5) et (7).

Pour chaque zone, est calculée, par substance, la moyenne des résultats de mesure des points d'échantillonnage considérés. En effet, l'hypothèse retenue considère que chaque zone apparaît homogène en termes d'influence en cohérence avec la rose des vents établie et la localisation géographique.

Nota bene : pour les échantillons de sol « témoin », il n'a pas été réalisé d'échantillonnage dans l'horizon 0-30 cm. Aussi, pour les calculs théoriques de doses d'exposition via l'ingestion de légumes autoproduits à partir des données de contamination des échantillons témoin, les concentrations mesurées dans l'horizon 0-5 cm sont utilisées par défaut.

➤ Dépôts de poussières sédimentables totales :

Zone 1 : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage AA-01 et AA-02.

Zone 2 : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage AA-03, AA-04 et AA-05.

Zone témoin : exploitation des résultats d'analyse du point d'échantillonnage AA-06.

Ces données sont utilisées dans les équations (5) et (6).

Pour chaque zone, il est calculé, par substance, la moyenne des résultats de mesure des points d'échantillonnage considérés.

➤ Concentrations dans l'air :

Zone 1 : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage AA-01 et AA-02.

Zone 2 : exploitation des résultats d'analyse des points d'échantillonnage AA-03, AA-04 et AA-05.

Zone témoin : exploitation des résultats d'analyse du point d'échantillonnage AA-06.

Ces données sont utilisées dans l'équation (1).

La campagne de mesures a été réalisée dans les zones potentiellement soumises à l'influence du site (zone 1 avec deux stations de mesures et zone 2 avec trois stations de mesures) et ce sur une période de 39 jours (du 15 octobre au 22 novembre 2015).

Des analyses de corrélation ont été conduites au sein de chacune des deux zones afin de mettre en évidence un éventuel effet lié aux stations de mesures et/ou au jour de prélèvement. Les résultats ci-dessous présentent les coefficients de corrélation de Pearson pour les mesures de PM₁₀. Les résultats indiqués en gras sont significativement différents de 0 au risque de première espèce 0,05.

Tableau 5 : Test de l'effet zone pour les mesures de PM₁₀ (coefficient de corrélation de Pearson)

Zone 1			Zone2			
Variables	AA01	AA02	Variables	AA03	AA04	AA05
AA01	1	0,927	AA03	1	0,683	0,740
AA02	0,927	1	AA04	0,683	1	0,863
			AA05	0,740	0,863	1

Pour ce qui est d'un « effet jour », parmi les 561 comparaisons deux à deux réalisées entre les différents jours pour lesquels des mesures existent (non présentées dans le présent document), 81 sont significativement différentes de 0, soit seulement 15%.

Les résultats tendent à souligner que les concentrations au sein de chaque zone étudiée dépendent avant tout du jour de prélèvement (soumis à différentes conditions climatiques) et non de la localisation de la station de mesures au sein de la zone.

De ce fait, une moyenne quotidienne des concentrations mesurées pour les stations de mesures a été calculée pour chacune des deux zones puis, au final, la concentration retenue pour chaque zone dans l'exercice d'évaluation des risques sanitaires correspond à la moyenne des concentrations journalières pour chaque zone étudiée.

f) Caractérisation des risques

La caractérisation des risques a été réalisée pour les substances pour lesquelles il existe des VTR ou des valeurs repères (cf. tableau 6)

Tableau 6 : Substances pour lesquelles une caractérisation des risques est possible

	Air	Sol
PM ₁₀	✓	
PM _{2,5}	Non mesuré dans l'air par gravimétrie	
Aluminium		✓
Arsenic	✓	✓
Baryum	✓	✓
Bore	Non mesuré dans l'air	✓
Cadmium	✓	✓
Cr VI*	Non mesuré dans l'air	✓
Cobalt	✓	✓
Cuivre	✓	✓
Fer	Non mesuré dans l'air	✓
Manganèse	✓	✓
Molybdène	✓	✓
Nickel	✓	✓
Plomb	✓	✓
Antimoine	✓	✓
Etain		✓
Sélénium	✓	Non mesuré dans les sols
Strontium		✓
Uranium	✓	✓
Vanadium	✓	✓
Zinc		✓
Fluor	Non mesuré dans l'air	✓

* Le chrome total a été identifié par le BRGM comme traceur

Les substances figurant sur fond vert dans le tableau 6 correspondent aux substances identifiées par le BRGM comme traceurs de matériaux stockés sur le site de Mange-Garri ou traceurs de PM₁₀ de Bauxaline.

La caractérisation des risques porte sur la contamination globale de l'air et des sols au voisinage du site de stockage de Mange-Garri. Cette contamination globale peut être en partie liée aux émissions et retombées de poussières issues du site de stockage mais d'autres sources peuvent également contribuer à la contamination des milieux investigués par le BRGM (autres sources industrielles, trafic routier, activités agricoles, activités urbaines, fond géochimique local, ...).

Deux types de calcul peuvent être conduits afin de caractériser les risques :

- 1) Pour les effets à seuil de dose, est calculé un quotient de danger (QD) qui correspond au ratio de la dose journalière d'exposition (DJE) sur la VTR orale dans le cas des expositions par ingestion, et au ratio de la concentration inhalée sur la VTR respiratoire dans le cas des expositions par inhalation.

$$QD = DJE / VTR \quad \text{ou} \quad QD = CI / VTR$$

En terme d'interprétation, le risque ne peut être exclu si $QD > 1$.

- 2) Pour les effets sans seuil de dose, est calculé un excès de risque individuel (ERI) qui correspond au produit de la dose journalière d'exposition (DJE) par l'excès de risque unitaire oral (ERUo) dans le cas des expositions par ingestion, et au produit de la concentration inhalée par l'excès de risque unitaire respiratoire (ERUi) dans le cas des expositions par inhalation.

$$ERI = DJE \times ERUo \quad \text{ou} \quad ERI = CI \times ERUi$$

En terme d'interprétation, le risque est par convention considéré « acceptable » si $ERI < 10^{-6}$.

Les résultats des calculs de caractérisation des risques sont présentés dans les tableaux 7a, 7b, 8a, 8b et 9.

Tableau 7a : Calculs de caractérisation des risques par ingestion pour les enfants (contamination moyenne)

	Cibles : Enfants								
	ZONE 1 (sous le Levant)			ZONE 2 (sous le Mistral)			"BRUIT DE FOND"		
	DJE ingestion moy. mg.kgPC-1.j-1	QD	ERI	DJE ingestion moy. mg.kgPC-1.j-1	QD	ERI	DJE ingestion moy. mg.kgPC-1.j-1	QD	ERI
Aluminium (Al)	8,40E-02	6,00E-01	–	1,04E-01	7,43E-01	–	9,51E-02	6,80E-01	–
Arsenic (As)	3,03E-04	6,74E-01	3,90E-05	2,35E-04	5,23E-01	3,03E-05	1,52E-04	3,38E-01	1,96E-05
Bore (B)	4,22E-03	2,48E-02	–	5,76E-03	3,39E-02	–	5,75E-03	3,38E-02	–
Baryum (Ba)	8,19E-04	4,10E-03	–	1,17E-03	5,84E-03	–	1,14E-03	5,72E-03	–
Cadmium (Cd)	6,19E-06	1,73E-02	–	5,05E-06	1,41E-02	–	5,21E-06	1,46E-02	–
Cobalt (Co)	3,54E-05	2,21E-02	–	3,74E-05	2,34E-02	–	3,61E-05	2,26E-02	–
Cr VI	7,73E-07	7,73E-04	3,31E-08	7,73E-07	7,73E-04	3,31E-08	1,00E-06	1,00E-03	4,29E-08
Cuivre (Cu)	1,36E-03	9,69E-03	–	1,03E-03	7,34E-03	–	2,76E-04	1,97E-03	–
Fluor (F)	5,61E-05	9,35E-04	–	8,76E-05	1,46E-03	–	1,09E-04	1,81E-03	–
Fer (Fe)	6,10E-02	7,62E-02	–	5,27E-02	6,58E-02	–	5,26E-02	6,57E-02	–
Manganèse (Mn)	3,10E-03	2,21E-02	–	3,94E-03	2,81E-02	–	3,64E-03	2,60E-02	–
Molybdène (Mo)	7,24E-06	1,45E-03	–	9,38E-06	1,88E-03	–	7,35E-06	1,47E-03	–
Nickel (Ni)	1,59E-04	5,67E-02	–	1,72E-04	6,15E-02	–	1,38E-04	4,91E-02	–
Plomb (Pb)	9,72E-05	2,72E-02	7,08E-08	6,78E-05	1,90E-02	4,94E-08	1,09E-04	3,05E-02	7,93E-08
Antimoine (Sb)	1,04E-05	1,74E-03	–	1,22E-05	2,03E-03	–	1,10E-05	1,83E-03	–
Etain (Sn)	1,26E-05	4,21E-05	–	1,26E-05	4,20E-05	–	1,09E-05	3,63E-05	–
Strontium (Sr)	9,64E-03	1,61E-02	–	1,62E-02	2,70E-02	–	9,36E-03	1,56E-02	–
Uranium (U)	8,12E-06	1,35E-02	–	8,53E-06	1,42E-02	–	6,85E-06	1,14E-02	–
Vanadium (Va)	1,78E-04	5,92E-02	–	1,46E-04	4,85E-02	–	1,46E-04	4,86E-02	–
Zinc (Zn)	3,76E-03	1,25E-02	–	4,72E-03	1,57E-02	–	3,39E-03	1,13E-02	–

Nota bene :

- La DJE ingestion correspond à l'ingestion de sol et poussières de sol et de légumes autoproduits (légumes feuilles et légumes racines)
- En rouge : situations pour lesquelles la caractérisation des risques sanitaires conduit à considérer les risques comme ne pouvant être exclus (QD>1) ou supérieurs au repère d'acceptabilité le plus protecteur (ERI>1x10⁻⁶)
- Les substances sur fond vert correspondent aux substances identifiées comme « traceurs » de l'activité industrielle du site de Mange-Garri par le BRGM.

Tableau 7b : Calculs de caractérisation des risques par inhalation pour les enfants (moyenne des concentrations)

	Cibles : Enfants								
	ZONE 1 (sous le Levant)			ZONE 2 (sous le Mistral)			POINT "TEMOIN"		
	Concentration inhalée (ng/m3 sauf PM10)	QD	ERI	Concentration inhalée (ng/m3 sauf PM10)	QD	ERI	Concentration inhalée (ng/m3 sauf PM10)	QD	ERI
PM10	22,78 µg/m3	> VG OMS	–	23,67 µg/m3	> VG OMS	–	24,41 µg/m3	> VG OMS	–
Arsenic (As)	0,67	4,46E-02	2,46E-07	0,53	3,50E-02	1,94E-07	0,475	3,17E-02	1,75E-07
Baryum (Ba)	6,08	6,08E-03	–	6,34	6,34E-03	–	5,925	5,93E-03	–
Cadmium (Cd)	0,10	3,33E-04	–	0,13	4,27E-04	–	0,1	3,33E-04	–
Cobalt (Co)	0,28	2,75E-03	–	0,26	2,56E-03	–	0,2	2,00E-03	–
Cuivre (Cu)	8,03	8,03E-03	–	10,38	1,04E-02	–	6	6,00E-03	–
Manganèse (Mn)	4,63	1,16E-01	–	5,09	1,27E-01	–	3,4	8,50E-02	–
Molybdène (Mo)	0,86	7,20E-05	–	0,90	7,50E-05	–	0,7	5,83E-05	–
Nickel (Ni)	2,26	2,51E-02	9,30E-08	2,25	2,51E-02	9,28E-08	2,075	2,31E-02	8,54E-08
Plomb (Pb)	3,85	7,69E-03	3,96E-09	5,13	1,03E-02	5,28E-09	3,7	7,40E-03	3,81E-09
Antimoine (Sb)	0,64	3,20E-03	–	0,63	3,17E-03	–	0,65	3,25E-03	–
Sélénium (Se)	0,50	2,50E-05	–	0,54	2,69E-05	–	0,5	2,50E-05	–
Vanadium (V)	3,32	3,32E-03	–	2,35	2,35E-03	–	1,8	1,80E-03	–
Uranium (U)	1,00	2,50E-02	–	1,00	2,50E-02	–	1	2,50E-02	–

Nota bene :

En rouge : situations pour lesquelles il existe un dépassement de la valeur guide pour l'air ambiant de 20 µg/m³ proposée par l'OMS en 2005 pour une exposition à long terme (en moyenne annuelle)

Tableau 8a : Calculs de caractérisation des risques par ingestion pour les adultes (contamination moyenne)

	Cibles : Adultes								
	ZONE 1 (sous le Levant)			ZONE 2 (sous le Mistral)			"BRUIT DE FOND"		
	DJE ingestion moy. mg.kgPC-1.j-1	QD	ERI	DJE ingestion moy. mg.kgPC-1.j-1	QD	ERI	DJE ingestion moy. mg.kgPC-1.j-1	QD	ERI
Aluminium (Al)	9,68E-03	6,92E-02	–	1,19E-02	8,49E-02	–	1,10E-02	7,89E-02	–
Arsenic (As)	5,97E-05	1,33E-01	3,84E-05	4,98E-05	1,11E-01	3,20E-05	3,30E-05	7,32E-02	2,12E-05
Bore (B)	2,16E-03	1,27E-02	–	2,98E-03	1,75E-02	–	2,96E-03	1,74E-02	–
Baryum (Ba)	2,63E-04	1,32E-03	–	4,25E-04	2,13E-03	–	4,07E-04	2,03E-03	–
Cadmium (Cd)	2,88E-06	8,08E-03	–	2,36E-06	6,62E-03	–	2,49E-06	6,98E-03	–
Cobalt (Co)	5,99E-06	3,74E-03	–	6,88E-06	4,30E-03	–	6,40E-06	4,00E-03	–
Cr VI	1,08E-07	1,08E-04	2,30E-08	1,08E-07	1,08E-04	2,30E-08	1,39E-07	1,39E-04	2,98E-08
Cuivre (Cu)	6,77E-04	4,83E-03	–	4,88E-04	3,48E-03	–	1,24E-04	8,87E-04	–
Fluor (F)	1,17E-05	1,95E-04	–	1,81E-05	3,02E-04	–	2,73E-05	4,55E-04	–
Fer (Fe)	7,02E-03	8,77E-03	–	6,19E-03	7,73E-03	–	6,17E-03	7,71E-03	–
Manganèse (Mn)	1,22E-03	8,74E-03	–	1,63E-03	1,16E-02	–	1,51E-03	1,08E-02	–
Molybdène (Mo)	2,39E-06	4,77E-04	–	3,46E-06	6,93E-04	–	3,06E-06	6,12E-04	–
Nickel (Ni)	4,49E-05	1,60E-02	–	5,24E-05	1,87E-02	–	4,21E-05	1,50E-02	–
Plomb (Pb)	1,64E-05	4,60E-03	5,99E-08	1,90E-05	5,33E-03	6,94E-08	2,51E-05	7,03E-03	9,15E-08
Antimoine (Sb)	3,74E-06	6,23E-04	–	4,51E-06	7,52E-04	–	4,31E-06	7,18E-04	–
Etain (Sn)	2,48E-06	8,26E-06	–	2,93E-06	9,76E-06	–	2,14E-06	7,13E-06	–
Strontium (Sr)	5,30E-03	8,83E-03	–	9,05E-03	1,51E-02	–	5,21E-03	8,68E-03	–
Uranium (U)	1,08E-06	1,80E-03	–	1,17E-06	1,95E-03	–	9,61E-07	1,60E-03	–
Vanadium (Va)	2,20E-05	7,34E-03	–	1,89E-05	6,29E-03	–	1,88E-05	6,26E-03	–
Zinc (Zn)	1,82E-03	6,06E-03	–	2,36E-03	7,85E-03	–	1,68E-03	5,61E-03	–

Nota bene :

- La DJE ingestion correspond à l'ingestion de sol et poussières de sol et de légumes autoproduits (légumes feuilles et légumes racines).
- En rouge : situations pour lesquelles la caractérisation des risques sanitaires conduit à considérer les risques comme ne pouvant être exclus (QD>1) ou supérieurs au repère d'acceptabilité le plus protecteur (ERI>1x10⁻⁶)
- Les substances sur fond vert correspondent aux substances identifiées comme « traceurs » de l'activité industrielle du site de Mange-Garri par le BRGM.

Tableau 8b : Calculs de caractérisation des risques par inhalation pour les adultes (moyenne des concentrations)

	Cibles : Adultes								
	ZONE 1 (sous le Levant)			ZONE 2 (sous le Mistral)			POINT "TEMOIN"		
	Concentration inhalée (ng/m3 sauf PM10)	QD	ERI	Concentration inhalée (ng/m3 sauf PM10)	QD	ERI	Concentration inhalée (ng/m3 sauf PM10)	QD	ERI
PM10	22,78	> VG OMS	–	23,67	> VG OMS	–	24,41	> VG OMS	–
Arsenic (As)	0,66875	4,46E-02	1,23E-06	0,525	3,50E-02	9,68E-07	0,475	3,17E-02	8,75E-07
Baryum (Ba)	6,084375	6,08E-03	–	6,3375	6,34E-03	–	5,925	5,93E-03	–
Cadmium (Cd)	0,1	3,33E-04	–	0,128125	4,27E-04	–	0,1	3,33E-04	–
Cobalt (Co)	0,275	2,75E-03	–	0,25625	2,56E-03	–	0,2	2,00E-03	–
Cuivre (Cu)	8,028125	8,03E-03	–	10,384375	1,04E-02	–	6	6,00E-03	–
Manganèse (Mn)	4,628125	1,16E-01	–	5,09375	1,27E-01	–	3,4	8,50E-02	–
Molybdène (Mo)	0,8640625	7,20E-05	–	0,9	7,50E-05	–	0,7	5,83E-05	–
Nickel (Ni)	2,259375	2,51E-02	4,65E-07	2,2546875	2,51E-02	4,64E-07	2,075	2,31E-02	4,27E-07
Plomb (Pb)	3,846875	7,69E-03	1,98E-08	5,134375	1,03E-02	2,64E-08	3,7	7,40E-03	1,90E-08
Antimoine (Sb)	0,640625	3,20E-03	–	0,634375	3,17E-03	–	0,65	3,25E-03	–
Sélénium (Se)	0,5	2,50E-05	–	0,5375	2,69E-05	–	0,5	2,50E-05	–
Vanadium (V)	3,315625	3,32E-03	–	2,346875	2,35E-03	–	1,8	1,80E-03	–
Uranium (U)	1	2,50E-02	–	1	2,50E-02	–	1	2,50E-02	–

Nota bene :

- En rouge : 1/ pour les PM, situations pour lesquelles il existe un dépassement de la valeur guide pour l'air ambiant de 20 µg/m³ proposée par l'OMS en 2005 pour une exposition à long terme (en moyenne annuelle)
- 2/ pour les éléments métalliques, situations pour lesquelles la caractérisation des risques sanitaires conduit à considérer les risques comme ne pouvant être exclus (QD>1) ou supérieurs au repère d'acceptabilité le plus protecteur (ERI>1x10⁻⁶)

Tableau 10 : Calculs de caractérisation des risques par ingestion à partir de données de contamination maximales relevées en « zones 1 et 2 » et dans les échantillons de « Bruit de fond »

	Cibles : Enfants						Cibles : Adultes					
	ZONES 1 et 2			"BRUIT DE FOND"			ZONES 1 et 2			"BRUIT DE FOND"		
	DJE ingestion mg.kgPC-1.j-1 calculée à partir des valeurs max des zones 1 et 2	QD	ERI	DJE ingestion mg.kgPC-1.j-1 calculée à partir des valeurs max des zones 1 et 2	QD	ERI	DJE ingestion mg.kgPC-1.j-1 calculée à partir des valeurs max des zones 1 et 2	QD	ERI	DJE ingestion mg.kgPC-1.j-1 calculée à partir des valeurs max des zones 1 et 2	QD	ERI
Aluminium (Al)	1,46E-01	1,05E+00	–	1,81E-01	1,29E+00	–	1,65E-02	1,18E-01	–	2,10E-02	1,50E-01	–
Arsenic (As)	3,93E-04	8,74E-01	5,06E-05	2,87E-04	6,37E-01	3,69E-05	8,18E-05	1,82E-01	5,26E-05	6,21E-05	1,38E-01	3,99E-05
Bore (B)	8,84E-03	5,20E-02	–	9,56E-03	5,62E-02	–	4,56E-03	2,68E-02	–	4,93E-03	2,90E-02	–
Baryum (Ba)	1,57E-03	7,84E-03	–	2,14E-03	1,07E-02	–	5,47E-04	2,73E-03	–	7,62E-04	3,81E-03	–
Cadmium (Cd)	8,53E-06	2,39E-02	–	1,04E-05	2,91E-02	–	3,65E-06	1,02E-02	–	4,97E-06	1,39E-02	–
Cobalt (Co)	5,82E-05	3,64E-02	–	7,48E-05	4,67E-02	–	9,25E-06	5,78E-03	–	1,32E-05	8,28E-03	–
Cr VI	1,55E-06	1,55E-03	6,63E-08	4,42E-06	4,42E-03	1,89E-07	2,15E-07	2,15E-04	4,61E-08	6,15E-07	6,15E-04	1,32E-07
Cuivre (Cu)	3,49E-03	2,49E-02	–	4,19E-04	2,99E-03	–	1,63E-03	1,17E-02	–	1,89E-04	1,35E-03	–
Fluor (F)	2,61E-04	4,35E-03	–	4,09E-04	6,81E-03	–	4,90E-05	8,16E-04	–	1,02E-04	1,71E-03	–
Fer (Fe)	1,18E-01	1,47E-01	–	1,05E-01	1,31E-01	–	1,30E-02	1,63E-02	–	1,23E-02	1,54E-02	–
Manganèse (Mn)	5,29E-03	3,78E-02	–	8,31E-03	5,94E-02	–	2,06E-03	1,47E-02	–	3,46E-03	2,47E-02	–
Molybdène (Mo)	1,73E-05	3,45E-03	–	1,56E-05	3,12E-03	–	4,91E-06	9,82E-04	–	6,50E-06	1,30E-03	–
Nickel (Ni)	2,62E-04	9,36E-02	–	2,95E-04	1,05E-01	–	6,92E-05	2,47E-02	–	9,03E-05	3,22E-02	–
Plomb (Pb)	3,34E-04	9,34E-02	2,43E-07	2,94E-04	8,22E-02	2,14E-07	5,40E-05	1,51E-02	1,97E-07	6,78E-05	1,90E-02	2,47E-07
Antimoine (Sb)	1,86E-05	3,09E-03	–	2,11E-05	3,51E-03	–	6,04E-06	1,01E-03	–	8,25E-06	1,37E-03	–
Etain (Sn)	2,85E-05	9,50E-05	–	1,51E-05	5,04E-05	–	6,57E-06	2,19E-05	–	2,97E-06	9,90E-06	–
Strontium (Sr)	2,25E-02	3,75E-02	–	1,89E-02	3,15E-02	–	1,24E-02	2,07E-02	–	1,05E-02	1,75E-02	–
Uranium (U)	1,52E-05	2,53E-02	–	1,26E-05	2,10E-02	–	1,89E-06	3,15E-03	–	1,77E-06	2,94E-03	–
Vanadium (Va)	3,28E-04	1,09E-01	–	2,68E-04	8,92E-02	–	3,87E-05	1,29E-02	–	3,44E-05	1,15E-02	–
Zinc (Zn)	6,86E-03	2,29E-02	–	5,58E-03	1,86E-02	–	3,11E-03	1,04E-02	–	2,77E-03	9,24E-03	–

Nota bene :

- La DJE ingestion correspond à l'ingestion de sol et poussières de sol et de légumes autoproduits (légumes feuilles et légumes racines).
- **En rouge : situations pour lesquelles la caractérisation des risques sanitaires conduit à considérer les risques comme ne pouvant être exclus (QD>1) ou supérieurs au repère d'acceptabilité le plus protecteur (ERI)>1x10⁻⁶)**
- Les substances sur fond vert correspondent aux substances identifiées comme « traceurs » de l'activité industrielle du site de Mange-Garri par le BRGM.

g) Interprétation des résultats

En premier lieu, il convient de rappeler que les calculs de risques sanitaires conduits ici considèrent des données de contamination globale pour lesquelles il n'est pas possible de déterminer spécifiquement la contribution actuelle ou passée attribuable à l'exploitation du site de stockage de Mange-Garri.

Pour les éléments traces métalliques autres que l'arsenic, l'aluminium et le plomb, les résultats de caractérisation des risques (quotients de danger ou excès de risque individuel), individuels ou sommés, conduisent à des valeurs très faibles qui permettent d'exclure les risques vis-à-vis de ces substances.

□ Cas de l'arsenic inorganique

En ce qui concerne l'arsenic inorganique, quelle que soit la zone échantillonnée (zones 1 et 2 ou zone « bruit de fond ») et quelle que soit le groupe de population cible concernée (enfants ou adultes), les expositions liées à l'ingestion de sol et de végétaux autoproduits, sans tenir compte des autres apports alimentaires, conduisent à des ERI compris entre $1,96 \times 10^{-5}$ et $5,26 \times 10^{-5}$.

Ces résultats, conformément aux modalités de calcul retenues et explicitées précédemment au point e), ont été obtenus en considérant les concentrations déterminées par minéralisation totale. En basant les calculs sur les concentrations déterminées par minéralisation à l'eau régale, les expositions conduisent à des ERI compris entre $3,7 \times 10^{-6}$ et $1,5 \times 10^{-5}$.

Ces résultats ont été calculés en considérant comme VTR l'excès de risque unitaire (ERU) de $1,5 \text{ (mg/kg pc/j)}^{-1}$ proposé par l'OEHHA (2009) et l'US EPA (1998) et préconisé par l'Ineris (Ineris 2016b). Cette valeur a été établie sur la base d'effets cancérogènes cutanés induits par l'ingestion d'arsenic inorganique. Ces résultats convergent globalement pour la population enfants avec l'approche par calcul de marge de référence basée sur les BMDL proposées par l'EFSA et décrite en annexe 7.

Au regard de l'exposition par inhalation d'arsenic inorganique, il existe un excès de risque individuel de $1,23 \times 10^{-6}$ pour la population adultes résidant dans la zone 1. Pour ce calcul de risque, la VTR correspondant à un ERU de $4,3 \cdot 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ établi par l'US EPA (1998) et préconisé par l'Ineris (Ineris, 2016b) a été considérée. Cette VTR a été construite en s'appuyant sur des études épidémiologiques établissant une relation entre la mortalité due aux cancers du poumon et l'exposition à l'arsenic.

L'exposition à long terme par ingestion ou inhalation à de l'arsenic peut entraîner selon la durée et la dose d'exposition un large spectre d'effets non néoplasiques incluant des lésions cutanées, une neurotoxicité, des pathologies cardiovasculaires, respiratoires et gastro-intestinales, des désordres immunologiques, hématologiques et du métabolisme du glucose, des altérations de la reproduction et du développement. L'arsenic inorganique a été classé comme cancérogène avéré pour l'Homme par le CIRC (groupe 1) sur la base de preuves épidémiologiques d'induction de cancers de la peau, du poumon et de la vessie (CIRC, 2012). Une association positive a été observée pour les cancers rénaux, hépatiques et de la prostate.

En conclusion, les risques sanitaires liés à l'exposition à l'arsenic inorganique sont supérieurs au repère d'acceptabilité le plus protecteur ($\text{ERI} > 1 \times 10^{-6}$), et ce que ce soit par ingestion pour la population adultes et enfants dans toutes les zones incluant la zone « bruit de fond », ou par inhalation pour la population adultes résidant dans la zone 1.

En l'état actuel des connaissances, il est difficile de discriminer la ou les sources d'arsenic expliquant sa présence dans les sols. Les hypothèses incluent une activité industrielle dont potentiellement celle de l'entreprise Alteo et/ou une origine géologique. En effet, en France, plusieurs régions sont concernées par la présence d'une concentration importante d'arsenic naturellement présent dans le sous-sol : le Massif central, l'Auvergne, les Vosges, les Alpes. Concernant la zone d'étude, dans l'air, le BRGM indique que les flux de dépôt totaux de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb et Zn sur les 6 stations sont inférieurs aux valeurs de bruit de fond rural défini par l'Ineris (2013), hormis pour l'arsenic en AA01 ($1,4 \mu\text{g/m}^2/\text{j}$ par rapport à la valeur de $0,9 \mu\text{g/m}^2/\text{j}$ définie par l'Ineris) et le chrome en AA01, AA02 et AA05 (de 4 à $9,9 \mu\text{g/m}^2/\text{j}$ par rapport à $2,5 \mu\text{g/m}^2/\text{j}$). Concernant le sol, le BRGM souligne par ailleurs des teneurs en arsenic élevées comprises entre 74 et 101 mg/kg, dont l'origine n'est pas expliquée, et qui ont été identifiées dans une zone résidentielle située au nord-ouest du site (échantillons SolS-01, SolS-02, SolS-04, SolS-05, SolS-07, SolS-08, SolS-21, SolC-03, SolP-02). Le BRGM indique que cinq échantillons, sur les neuf concernés par des anomalies de teneurs en arsenic, ont été échantillonnés au droit de la formation géologique e5-4 comportant du lignite, susceptible d'être riche en arsenic. Une origine géologique naturelle pour expliquer les anomalies en arsenic observées n'est donc pas exclue.

□ Cas de l'aluminium

Concernant l'aluminium, les expositions liées à l'ingestion de sol et de végétaux autoproduits, sans tenir compte des autres apports alimentaires, conduisent à des quotients de danger supérieurs à 1 pour la population cible des enfants, quelle que soit la zone considérée (zone 1, 2 ou « bruit de fond »), mais en considérant uniquement les données de contamination maximales des sols (approche majorante). En considérant la moyenne des concentrations mesurées, et ce quelle que soit la zone, les quotients de danger varient entre 0,6 et 0,75, toujours pour les cibles enfants.

Ces résultats, conformément aux modalités de calcul retenues et explicitées précédemment au point e), ont été obtenus en considérant les concentrations déterminées par minéralisation totale. En basant les calculs sur les concentrations dans les sols déterminées par minéralisation à l'eau régale, les expositions conduisent à des quotients de danger inférieurs à 1 et variant entre 0,3 et 0,8 pour les cibles « enfants ».

La VTR de 0,14 mg/kg pc/j proposée par l'EFSA (2008) a été considérée pour les calculs de caractérisation des risques. L'EFSA s'est appuyée sur un corpus d'études animales chez le rat, la souris et le chien suite à l'administration alimentaire de composés d'aluminium.

Les effets toxiques de l'aluminium dépendent de la durée et de la dose d'exposition et relèvent principalement d'un processus inflammatoire conduisant à une atteinte du système nerveux central, du système immunitaire, du système rénal et du tissu osseux. Chez l'animal, quelques études indiquent des résultats suggérant une possible toxicité testiculaire et d'autres études une éventuelle toxicité lors du développement foeto-embryonnaire.

□ Cas du Plomb

Concernant le plomb, les calculs de quotient de danger conduisent à des valeurs faibles allant de $4,6 \times 10^{-3}$ à $9,34 \times 10^{-2}$. La VTR chronique par ingestion considérée est celle proposée par le RIVM en 2001 reprenant une valeur de FAO/WHO publiée en 1995. Elle correspond à une valeur de 3,6 µg/kg pc/j et a été établie sur la base d'une dose journalière moyenne chez les nourrissons et les enfants n'induisant pas une augmentation des niveaux de plomb dans le sang. Dans ce cadre, aucune situation à risque n'a été mise en évidence.

Cependant, en appliquant l'approche par calcul de MOS basée sur les BMDL proposée par l'EFSA et décrite en annexe 7, les risques sanitaires liés à l'exposition au plomb ne peuvent être exclus. Cette divergence de résultats tient avant tout aux VTR retenues. En effet, la valeur récente proposée par l'EFSA (2010) (correspondant à une plombémie critique de 12 µg/L)¹² apparaît plus protectrice par rapport à la valeur de FAO/WHO (1995) d'un ordre de grandeur de 100 en considérant une marge de référence de 10 proposée par l'EFSA. Ainsi, au regard de la BMDL01 de 0,5 µg/kg pc/j fondée sur des effets neurotoxiques (EFSA, 2010), les MOS calculées sont comprises entre 1,5 et 7,4 pour les enfants exposés par ingestion de sols et de végétaux autoproduits, et ce quelle que soit la zone d'étude (zone 1, 2 et zone « bruit de fond »).

Ces résultats, conformément aux modalités de calcul retenues et explicitées précédemment au point e), ont été obtenus en considérant les concentrations déterminées par minéralisation totale. En basant les calculs sur les concentrations dans les sols déterminées par minéralisation à l'eau régale, les MOS calculées sont comprises entre 0,9 et 5 pour les enfants exposés.

Ainsi, quelle que soit la méthode de minéralisation des échantillons de sol considérée, les MOS calculées sont inférieures à la marge de référence de 10 proposée par l'EFSA, ce qui ne permet pas d'exclure un risque sanitaire.

Chez l'Homme, les principaux effets dépendent de la durée et la dose d'exposition et portent sur le système nerveux central, en particulier au cours du développement chez le fœtus et le jeune enfant. Chez l'adulte, le plomb a des effets rénaux et sur le système cardiovasculaire. D'autres effets sur la thyroïde, le système immunitaire ou la croissance des os chez les enfants ont été observés. Les études sur les effets sur la reproduction et le développement sont contradictoires mais suggèrent un lien entre une plombémie élevée et la survenue d'effets. Le plomb inorganique a été classé par le CIRC en tant que cancérigène probable (groupe 2A) en lien avec un risque accru de cancers des poumons, de l'estomac et des reins (CIRC, 2006).

Le plomb n'a pas été défini en tant que traceur lors de l'étude réalisée par le BRGM. A nouveau, en l'état actuel des connaissances, il est difficile de discriminer la ou les sources de plomb expliquant sa présence dans les sols. Les hypothèses incluent des activités industrielles, dont potentiellement celle de l'entreprise Alteo, et/ou une origine géologique.

¹² A noter : l'Anses a proposé en 2013 une valeur de plombémie de 15 µg.L⁻¹

□ Exposition concomitante à plusieurs éléments métalliques et risques sanitaires cumulés

En termes d'exposition concomitante et de risques sanitaires cumulés, les résultats individuels ou sommés des quotients de danger ou des excès de risque individuel pour les éléments traces métalliques autres que l'arsenic, l'aluminium et le plomb, conduisent à des valeurs très faibles.

Les effets sanitaires communs à l'arsenic, à l'aluminium et au plomb portent sur le système nerveux central et périphérique, le système immunitaire ainsi que sur la reproduction et le développement foeto-embryonnaire. D'autres effets sanitaires potentiellement communs ont été identifiés deux à deux, à savoir des effets rénaux ou osseux pour l'Al et le Pb, une atteinte du système cardiovasculaire pour le Pb et l'As, le cancer du poumon pour le Pb et l'As.

Ainsi, les expositions concomitantes à l'arsenic, à l'aluminium et au plomb peuvent conduire à des risques sanitaires cumulés.

□ Cas des PM₁₀

Les concentrations moyennes de **PM₁₀** mesurées lors de la campagne pilotée par le BRGM conduisent systématiquement à des dépassements de la valeur guide pour l'air ambiant de 20 µg/m³ proposée par l'OMS en 2005 pour une exposition à long terme (en moyenne annuelle), et ce quelle que soit la zone étudiée (zone 1, 2 et zone témoin). Compte tenu des conditions météorologiques observées durant la campagne de mesures, il est probable que sur l'année, la concentration moyenne en PM₁₀ reste supérieure à la valeur de 20 µg/m³ aux abords du site de Mange-Garri. Cela témoigne d'une situation préoccupante pour la population locale vis-à-vis des particules dans l'air ambiant, et ces concentrations traduisent vraisemblablement l'addition de différentes sources de particules, locales et/ou plus lointaines. A titre de comparaison, d'après une extraction réalisée à partir du site Internet d'AirPaca, la concentration moyenne des PM₁₀ mesurées par la station de mesure de Gardanne (station urbaine sous influence industrielle) est de 29 µg/m³ sur la période de la campagne pilotée par le BRGM, soit entre le 15 octobre et le 23 novembre 2015. Cette valeur est supérieure aux concentrations moyennes de PM₁₀ mesurées lors de la campagne, et ce quelle que soit la zone étudiée (zone 1, 2 et zone témoin). A titre indicatif, la concentration moyenne annuelle pour cette station est de 29 µg/m³, avec une variabilité mensuelle sur 2015 allant de 24 µg/m³ (octobre 2015) à 35 µg/m³ (juillet 2015).

h) Sources d'incertitude et de variabilité

Dans le cadre de cette évaluation, les sources d'incertitude et de variabilité sont nombreuses, notamment lorsque les doses d'exposition sont calculées par l'intermédiaire de modèles mathématiques. C'est en particulier le cas pour les doses d'exposition calculées pour l'ingestion de sol et de légumes autoproduits. En effet, différents paramètres influent sur ces calculs et *de facto* les résultats ; c'est notamment le cas des variables humaines d'exposition (quantité de sol ingérée, part d'autoconsommation de légumes feuille et racines par exemple) et des facteurs de bioconcentration « plante-sol » qui permettent de déterminer les concentrations en substances dans les végétaux. L'utilisation de facteurs de bioconcentration « plante-sol » implique la simplification d'un système biologique complexe et induit plusieurs limites, comme par exemple :

- Les combinaisons sol-plante-climat sont multiples. Les nombreux facteurs contrôlant le transfert « sol-plante » ne peuvent pas tous être pris en compte en utilisant des équations opérationnelles telles que retenues pour cet exercice ;
- Seules les concentrations totales en éléments-traces des sols ont été considérées. La forme chimique de l'élément qui détermine sa toxicité et sa bioaccessibilité n'entre pas en compte dans les modèles utilisés ;
- Les modèles ne prennent en compte qu'un élément-trace à la fois et, donc, n'incluent pas les interactions entre éléments pouvant augmenter ou diminuer la phytodisponibilité et la toxicité.

Concernant les concentrations en substances dans les sols, il s'agit de concentrations déterminées par un processus de minéralisation totale. La minéralisation totale permet une dissolution totale de l'échantillon en particulier du fait d'attaque forte (fusion à 1000°C ou frittage au peroxyde de sodium à 450°C). Cette méthode majore possiblement les résultats de contamination obtenus par rapport à la méthode plus usuelle de minéralisation à l'eau régale. Par ailleurs, quel que soit le type de minéralisation retenu dans cette étude, il est difficile d'apprécier la bioaccessibilité de l'élément trace métallique dans les sols.

Les facteurs de bioconcentration utilisés sont issus de la publication de Baes, C.F. *et al* (1984). Cette dernière est l'unique source identifiée qui documente des facteurs de bioconcentration « plante-sol » pour l'ensemble des éléments. Ces données ont été mises en regard de valeurs mesurées pour différents légumes/plantes et compilées dans l'ouvrage de l'Ademe intitulé « Contamination des sols – Transfert des sols vers les plantes » de 2005. Pour les substances pour lesquelles il existe quelques données de mesure (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), les valeurs issues

de la publication de Baes apparaissent se situer dans les mêmes ordres de grandeur (cf. annexe 6). Il convient cependant de tenir compte de la forte variabilité et du degré d'incertitude qui entourent ces paramètres.

Pour les autres paramètres utilisés dans les équations, des valeurs issues des publications de l'US-EPA (HHRAP) (US EPA, 2005) et de l'Ineris, notamment mises à disposition en lien avec le déploiement d'outils logiciel comme par exemple Modul'ERS (Ineris), ont été utilisées. Ces paramètres n'ont cependant pas fait l'objet d'une expertise particulière de la part de l'agence. Eux aussi sont entourés d'incertitude et de variabilité qui ne sont pas appréhendées ici.

Par défaut, une biodisponibilité de 100% a été considérée pour l'ensemble des substances et pour les deux voies d'exposition étudiées (l'inhalation et l'ingestion). Cela signifie que 100% de la quantité de substance inhalée ou ingérée est considérée ensuite comme disponible au niveau systémique. Il s'agit d'une hypothèse majorante considérant que l'organisme humain dispose de différents organes, comme les intestins, le foie, les poumons, permettant de réduire l'absorption et la distribution des substances dans l'organisme.

A titre d'exemple, l'absorption digestive de l'aluminium est définie comme faible et dépend de la forme chimique sous laquelle l'aluminium se présente dans le système digestif (elle est généralement de 0,1 à 0,4 %, et jusque 0,5-5 % pour certaines formes comme le citrate d'aluminium). Au contraire, l'arsenic inorganique soluble est généralement absorbé rapidement et quasi totalement après ingestion (90 %) et dans une moindre mesure après inhalation (30 et 34 %).

Pour de nombreuses substances, il n'a pas été possible de caractériser un risque du fait de l'absence de VTR dans la littérature scientifique, ce qui peut conduire à une sous-estimation éventuelle du risque. Les VTR utilisées n'ont pas fait l'objet d'une expertise particulière de la part de l'agence hormis les valeurs retenues lors de l'appui scientifique et technique de l'Anses (2014 ; 2016) relatif à l'impact potentiel sur la santé humaine du rejet en Méditerranée d'effluents issus des activités de transformation de minerai de bauxite.

4. CONCLUSIONS GENERALES DE L'ANSES

En premier lieu, l'Anses souligne que la géologie de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur est très variée. Le sol et le sous-sol ont été, voire sont toujours exploités, en raison de ressources minières importantes (lignite, bauxite, substances métalliques), de roches ornementales (marbres), de matériaux pour l'industrie (calcaires, argiles, ocres) et de matériaux pour la construction (concassés, ressources alluvionnaires).

Localement, la commune de Bouc Bel Air se situe au sein du bassin de lignite de Provence qui s'étend sur 70 km entre Saint-Maximin et l'étang de Berre et qui a été exploité dès le milieu du XV^{ème} siècle et jusqu'en 2003. Plus éloignées, à l'ouest et à l'est de cette zone sont localisées deux autres zones minières : les districts des Bauxites avec celui des Baux-de-Provence dans les Bouches-du-Rhône (13) et celui de Brignoles dans le Var (83). Enfin, il a existé ou existe encore également localement des exploitations de minerais polymétalliques généralement de petite taille et exploitant des filons ou des lentilles.

De facto, la géologie particulière de la zone d'étude est caractérisée par une richesse naturelle du sol et du sous-sol en minerais variés.

Les investigations conduites par le BRGM (2016a ; 2016b) et l'exploitation des données collectées ne permettent pas de discriminer précisément la contribution spécifique, historique ou actuelle, de l'activité industrielle du site de stockage de Mange-Garri, propriété de la société Alteo. Il semble cependant vraisemblable que la contribution spécifique du site soit actuellement faible en l'état actuel des connaissances disponibles.

Les résultats basés sur les concentrations moyennes de PM₁₀ mesurées lors de la campagne pilotée par le BRGM conduisent à identifier une problématique sanitaire associée aux particules présentes dans l'air ambiant. Cette problématique doit par ailleurs être replacée dans le contexte régional au vu des données d'AirPaca qui mettent en évidence des valeurs supérieures aux concentrations moyennes de PM₁₀ mesurées lors de la campagne. La contribution spécifique de l'exploitation du site de stockage de Mange-Garri est difficile à quantifier. Par ailleurs, les résultats obtenus pourraient être possiblement amplifiés par les données d'une campagne mesurant les niveaux de concentration dans l'air ambiant plus étendues dans le temps, notamment au cours de la période estivale en raison d'une météorologie plus propice aux envols et à la dispersion de particules.

Concernant l'exposition par inhalation des riverains du site, un ERI légèrement supérieur au repère d'acceptabilité le plus protecteur (10⁻⁶) pouvant être utilisé, est mis en évidence en lien avec l'arsenic inorganique pour les groupes de population cible adultes résidant en zone 1 (zone située à l'ouest / nord-ouest du site de Mange-Garri).

Concernant l'exposition des riverains liée à l'ingestion de sol et de végétaux autoproduits, sans tenir compte des autres apports alimentaires, l'évaluation conduite amène à considérer que :

- 1) pour l'arsenic inorganique, les expositions conduisent à des ERI supérieurs au repère d'acceptabilité le plus protecteur (10^{-6}) quelle que soit la zone échantillonnée (secteur ouest, secteur est-sud-est ou zone «bruit de fond ») et quelle que soit la population cible concernée (enfants ou adultes),
- 2) pour l'aluminium, les expositions conduisent à des quotients de danger supérieurs à 1 pour la cible enfants, quelle que soit la zone considérée (zone 1, 2 ou « bruit de fond »), mais uniquement en considérant un scénario d'exposition majorant s'appuyant sur les données de contamination maximales des sols déterminées après minéralisation totale.
- 3) pour le plomb, les expositions conduisent à des résultats contradictoires selon les approches méthodologiques et notamment en raison des divergences liées aux valeurs repères toxicologiques retenues. En considérant les valeurs récentes proposées par l'Anses (2013) ou l'EFSA (2010) (correspondant respectivement à des plombémies critiques de 12 et 15 $\mu\text{g/L}$), les résultats ne permettent pas d'exclure un risque sanitaire.
- 4) les trois éléments traces métalliques cités ci-dessus présentent des organes cibles ou des systèmes communs en termes d'effets sanitaires dont le système nerveux central et périphérique, le système immunitaire ainsi que la reproduction et le développement pouvant induire un risque cumulé du fait d'expositions concomitantes.

Ainsi, les résultats, fondés sur les données issues de l'étude BRGM et intégrées dans une EQRS simplifiée, ne permettent pas d'exclure un risque sanitaire au niveau local. Il n'est pas possible de discriminer la contribution spécifique, historique ou actuelle, de l'exploitation industrielle du site de stockage de Mange-Garri propriété de la société Alteo, et ce au vu du contexte géologique particulier de la région mais également en considérant les autres activités industrielles et les autres sources anthropiques locales.

Le directeur général

Dr Roger Genet

REFERENCES

Bibliographie

- Anses (2013). Avis relatif aux expositions au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L. Saisine n° n° 2011-SA-0219. Maisons-Alfort : Anses. 146 p.
- Anses (2014). Note d'appui scientifique et technique de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'impact potentiel sur la santé humaine du rejet en Méditerranée d'effluents issus des activités de transformation de minerai de bauxite (Annule et remplace la note du 02 février 2015 afin de corriger une erreur d'unité dans le tableau en annexe 7). Saisine n° 2014-SA-0223. Maisons-Alfort : Anses. 74 p.
- Anses (2015). Note d'appui scientifique et technique de l'Anses du 7 octobre 2015 relative à une relecture critique de l'étude d'impact sanitaire en lien avec les émissions de poussières issues du centre de stockage de Mange-Garri (société Alteo). Maisons-Alfort : Anses. 15 p.
- Anses (2016). Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation de produits de la mer pêchés en Méditerranée dans une zone impactée par les activités de transformation de minerai de bauxite de l'usine d'Alteo. Saisine n°2016-SA-0042. Maisons-Alfort : Anses. 61 p.
- Antéa Group (2015). Évaluation des risques sanitaires liés aux émissions atmosphériques du site de Mange-Garri, datée d'avril 2015 et réalisée par Antéa Group. 150 p.
- Baes, C.F., Sharp, R.D., Sjoreen, A.L., and Shor, R.W. (1984). A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides Through Agriculture. Oak Ridge National Lab Report ORNL-5786.
- BRGM (2016a). Diagnostic de l'influence des émissions de poussières du site de stockage de Mange-Garri sur la qualité des milieux au voisinage du site, rapport final réalisé par le BRGM (BRGM/RP-65735-FR). 76 p.
- BRGM (2016b). Diagnostic de l'influence des émissions de poussières du site de stockage de Mange-Garri sur la qualité des milieux au voisinage du site, annexes du rapport final réalisé par le BRGM (BRGM/RP-65735-FR). 762 p.
- EDP Sciences/Ademe (2005). Contamination des sols – Transferts des sols vers les plantes. Anne Tremel-Schaub et Isabelle Feix. 413 p.
- EFSA (2008). Safety of aluminium from dietary intake. Scientific Opinion of the Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Food Contact Materials (AFC). *EFSA Journal* 2008; 754, 1-34.
- EFSA (2010). Scientific Opinion on lead in Food. Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal* 2010; 8(4):1570.
- FAO/WHO (1995). IPCS. Inorganic lead. International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 165. World Health Organisation; Geneva
- IARC (2006). Inorganic and Organic Lead Compounds. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*, 87: 1–529.
- IARC (2012). Arsenic, Metals, Fibres and dust. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*, 100C: 41–93.
- Ineris (2010). Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle. Rapport d'étude 01/08/2010. N° DRC-08—94882-16675C. Verneuil-en-Halatte : Ineris. 248p.
- Ineris (2013). Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Impact des activités humaines sur les milieux et la santé. Rapport INERIS-DRC-12-125929-13162B. Verneuil-en-Halatte : Ineris. 104p.
- Ineris (2013). Présentation de l'outil Modul'ERS. <http://www.ineris.fr/dossiers-thematiques-ineris/165099>. Site consulté en octobre 2016.
- Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. Verneuil-en-Halatte : Ineris. 51p.
- Ineris (2016a). « Mise à jour des choix de VTR dans le cadre de diagnostics de sols dans les établissements accueillant des enfants et des adolescents / Choix des valeurs permettant la construction des seuils R1, R2 et R3 » (rapport Ineris - DRC-16-158807-02766A). Verneuil-en-Halatte : Ineris. 7 p.
- Ineris (2016b). « Bilan des choix de VTR disponibles sur le portail des substances chimiques de l'Ineris » (rapport d'étude DRC-15-148884-12685A). Verneuil-en-Halatte : Ineris. 48 p.
- AFNOR (2012). NF EN 16174 : Boues, biodéchets traités et sols Digestion des éléments solubles dans l'eau régale.

OEHHA (2009). Technical Support Document for Cancer Potency Factors: Methodologies for derivation, listing of available values, and adjustments to allow for early life stage exposures. Sacramento : OEHHA. 89 p.

RIVM (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701 025. Bilthoven : RIVM. 297 p.

US EPA (1998). Integrated Risk Information System (IRIS). Chemical Assessment Summary. Arsenic, inorganic; CASRN 7440-38-2. U.S. Environmental Protection Agency. National Center for Environmental Assessment. 29 p.

US EPA (2005). human health risk assessment protocol hazardous waste combustion facilities (HHRAP). Office of Solid Waste and Emergency Response (5305W). EPA530-R-05-006. 33 p.

Textes réglementaires

Circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation. (BO du MEDDE n° 16/2013 du 10 septembre 2013).

Note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués abrogeant la circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30/05/06 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.

2016 -SA- 0 1 4 7



COURRIER ARRIVE

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'ÉNERGIE ET DE LA MER 23 JUIN 2016
EN CHARGE DES RELATIONS INTERNATIONALES SUR LE CLIMAT
DIRECTION GÉNÉRALE

Direction générale de la
prévention des risques

Service des risques
technologiques

Sous-direction des risques
chroniques et du pilotage

Bureau du sol et du sous-sol

Référence : BSSS/2016-148/AG
Vos réf. :

Affaire suivie par :
Aurélien GAY
Tél : 01 40 81 92 29 - Fax : 01 40 81 10 53
Mél : aurelien.gay@developpement-durable.gouv.fr

La Défense, le 14 JUIN 2016

Le directeur général de la prévention des
risques

à
Monsieur le Directeur de l'Agence
nationale de sécurité sanitaire de
l'alimentation, de l'environnement et du
travail

Objet : Expertise complémentaire de l'ANSES relative aux émissions de poussières du centre de stockage de Mange-Garri de la société ALTEO

Dans le cadre de la saisine commune du 7 mai 2015 à l'ANSES, au BRGM et à l'IRSN relative aux émissions de poussières du centre de stockage de Mange-Garri de la société ALTEO, il était demandé de procéder à une évaluation indépendante du risque sanitaire actuel lié aux émissions de poussières, sur la base de données disponibles ou à acquérir, ainsi que du risque sanitaire futur sur la base d'une analyse critique des études de l'exploitant.

Les trois avis formulés en octobre 2015 ont montré la nécessité, étant donné le défaut de données disponibles, de réaliser une campagne d'investigation de terrain. Le BRGM a mené cette campagne entre la fin de l'année 2015 et le début 2016, avec l'appui de l'IRSN sur l'aspect radiologique.

Je vous prie de trouver ci-joint le rapport du BRGM et l'avis de l'IRSN qui font suite à cette campagne, et vous remercie de me transmettre la mise à jour de votre avis du 7 octobre 2015 d'ici la fin septembre 2016.

Pour la ministre et par délégation,

Le directeur général de la prévention des
risques,


Marc MORTUREUX

Copies : BRGM, IRSN

PJ : Saisine du 7 mai 2015 à l'ANSES, au BRGM et à l'IRSN
Rapport du BRGM « Diagnostic de l'influence des émissions de poussières du site de stockage de Mange-Garri sur la qualité des milieux au voisinage du site »
Avis de l'IRSN du 4 mai 2016

92055 La Défense Cedex Tél. : 01.40.81.21.22

ANNEXE N° 2
Valeurs repères toxicologiques par INGESTION pour une exposition à long terme aux éléments traces retenus

	Effet avec un mode d'action à seuil de dose		Effet avec un mode d'action sans seuil de dose	
	VTR (mg.kg pc ⁻¹ .j ⁻¹)	Référence	VTR ((mg.kg pc ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹) (Excès de risque unitaire voie orale)	Référence
Aluminium	0,14	Anses 2014 (4)	/	
Arsenic	0,00045	Ineris 2016a (1)	1,5	Ineris 2016b (2)
Baryum	0,2	Anses 2014 (4)	/	
Bore	0,7	Ineris 2016a (1)	/	
Cadmium	0,000357	Anses 2014 (4)	/	
Cérium	/		/	
Chrome total	/		/	
Chrome VI	0,001	Anses 2016 (3)	0,5	Ineris 2016a (1)
Cobalt	0,0016	Anses 2016 (3)	/	
Cuivre	0,14	Non pertinent pour Anses 2014* / Par défaut Ineris 2016a (1)	/	
Fer	0,8	Non pertinent pour Anses 2014* / Par défaut WHO 1983	/	
Manganèse	0,14	Non pertinent pour Anses 2014* / Par défaut Ineris 2016a (1)	/	
Molybdène	0,005	Non pertinent pour Anses 2014* / Par défaut EPA 1992	/	
Nickel	0,0028	Anses 2016 (3)	/	
Phosphore	/ (5)		/	
Plomb	0,0036	RIVM 2001 ; FAO/WHO 1995	0,0085	OEHHA 2009
Antimoine	0,006	Anses 2014 (4)	/	
Sélénium	0,005	Non pertinent pour Anses 2014* / Par défaut Ineris 2016a (1)	/	
Silicium	/		/	
Etain	0,3	ATSDR 2005 (expo intermédiaire)	/	
Strontium	0,6	Ineris 2016a (1)	/	
Titane	/		/	
Uranium	0,0006	Anses 2014*	/	
Vanadium	0,003	Non pertinent pour Anses 2014 (4) / Par défaut Ineris 2016b (2) (subchronique)	/	
Zinc	0,3	Non pertinent pour Anses 2014* / Par défaut Ineris 2016a (1)	/	
Sodium	/		/	
Hafnium	/		/	
Zirconium	/		/	
Chlore	/ (6)		/	
Fluor	0,06	USEPA1990	/	
Lanthane	/		/	

(1) : Ineris, 2016a. « Mise à jour des choix de VTR dans le cadre de diagnostics de sols dans les établissements accueillant des enfants et des adolescents / Choix des valeurs permettant la construction des seuils R1, R2 et R3 » (rapport Ineris - DRC-16-158807-02766A)

(2) : Ineris, 2016b. « Bilan des choix de VTR disponibles sur le portail des substances chimiques de l'Ineris » (rapport d'étude DRC-15-148884-12685A)

(3) : Anses (2016). Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation de produits de la mer pêchés en Méditerranée dans une zone impactée par les activités de transformation de minerai de bauxite de l'usine d'Alteo. Saisine n°2016-SA-0042.

(4) : Anses (2014). NOTE d'appui scientifique et technique de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'impact potentiel sur la santé humaine du rejet en Méditerranée d'effluents issus des activités de transformation de minerai de bauxite (ANNULE et REMPLACE la note du 02 février 2015 afin de corriger une erreur d'unité dans le tableau en annexe 7). Saisine n° 2014-SA-0223.

(5) : Les VTR proposées par les bases de données correspondent au phosphore blanc ou rouge, or cette forme n'est pas stable dans les sols et ne semble pas utilisée dans le processus industriel de l'entreprise Alteo. Le BRGM a réalisé une analyse de phosphore total par fluorescence X ou une technique analytique à plasma induit (Inductively Coupled Plasma ICP) ne permettant pas de préciser la forme chimique. Le phosphore serait *a priori* plus majoritairement soit sous forme de phosphates en tant qu'engrais, soit du P_2O_5 présent dans l'alumine et différents minerais naturels. Par ailleurs, les concentrations de phosphore total quantifiées dans les sols potentiellement impactés recouvrent les gammes de concentrations des sols de la zone « bruit de fond »/témoin. Etant donné l'absence de données sur la forme du phosphore dosé par le BRGM, et à la lumière des éléments soulevés ci-dessus, aucune VTR n'a été sélectionnée.

(6) : il existe une valeur par ingestion proposée pour le chlore par l'US EPA en 1994 et égale à 0,1 mg/kg pc/j. L'étude clé (NTP, 1992) retenue pour l'élaboration de cette valeur est une étude de deux années où les animaux (Fischer 344/N rats et B6C3F1 souris (70/sexe/groupe)) ont été exposés à différentes doses *via* l'ingestion d'eau contaminée chlorée. Le gaz présent dans cette eau est vraisemblablement dissous et ne correspond pas à la forme présente et mesurée dans les prélèvements réalisés et s'apparentant vraisemblablement à des chlorures. Par ailleurs, les concentrations de chlore quantifié dans les sols potentiellement impactés recouvrent les gammes de concentrations des sols de la zone témoin. Etant donné l'absence de données sur la forme du chlore dosé par le BRGM, et à la lumière des éléments soulevés ci-dessus, aucune VTR n'a été sélectionnée.

Valeurs repères toxicologiques par INHALATION pour une exposition à long terme aux éléments traces retenus

	Effet avec un mode d'action à seuil de dose		Effet avec un mode d'action sans seuil de dose	
	VTR ou Air quality guideline (AQG) de l'OMS ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Référence	VTR ($(\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$) (Excès de risque unitaire par inhalation)	Référence
PM10	20	Moyenne annuelle OMS 2005 (AQG)	/	
PM2,5	10	Moyenne annuelle OMS 2005 (AQG)	/	
Aluminium	/		/	
Arsenic	0,015	Ineris 2016b*	0,0043	Ineris 2016b*
Baryum	1	Ineris 2016b*	/	
Bore	/		/	
Cadmium	0,3	Anses 2012 (effet cancérogène avec un mode d'action à seuil de dose)	/	
Cérium	/		/	
Chrome total	/		/	
Chrome VI	0,1	USEPA 1998 (forme particulaire)	0,04	OMS 2000
Cobalt	0,1	ATSDR 2004	/	
Cuivre	1	RIVM 2000	/	
Fer	/		/	
Manganèse	0,04	Ineris 2016b*	/	
Molybdène	12	RIVM 2000	/	
Nickel	0,09	ATSDR 2005	0,00048	USEPA 1991 (sous sulfure de nickel)
Plomb	0,5	OMS 2004	1,20E-05	OEHHA 2009
Antimoine	0,2	USEPA 1995	/	
Sélénium	20	OEHHA 2001	/	
Silicium	/		/	
Etain	/		/	
Strontium	/		/	
Titane	/		/	
Uranium	0,04	ATSDR 2013	/	
Vanadium	1	Ineris 2016b*	/	
Zinc	/		/	
Sodium	/		/	
Hafnium	/		/	
Zirconium	/		/	
Fluor	/		/	
Lanthane	/		/	

*Ineris, 2016b. « Bilan des choix de VTR disponibles sur le portail des substances chimiques de l'Ineris » (rapport d'étude DRC-15-148884-12685A)

ANNEXE N°3

Equations de calcul des doses journalières de substance i liées à la consommation de légumes feuilles et racines autoproduits

$$DJE \text{ lég racine autoproduit, } i = \frac{(C_{sol\ i} \times Br \text{ rootveg } i \times MS_{\text{lég rac}} \times VG \text{ rootveg}) \times Q_{\text{lég rac}} \times \% \text{autoconso Lég rac}}{P} \left(\times \frac{DE}{T_m} \right)$$

Equation (4)

Avec :

<i>DJE lég rac autoproduit, i :</i>	Dose journalière de substance i ingérée <i>via</i> la consommation de légumes racines autoproduits (mg/kg _{pc} /j)
<i>C_{sol i} :</i>	Concentration de la substance i dans le sol (0-30 cm) (mg/kg)
<i>Br rootveg i :</i>	Facteur de bioconcentration « plante-sol » de la substance i pour légume racine (-)
<i>MS_{lég rac} :</i>	Teneur moyenne en matière sèche des légumes racines (-)
<i>VG rootveg :</i>	Facteur de correction empirique pour légume racine (-)
<i>Q_{lég rac} :</i>	Quantité de légumes racines consommée (kg de pds frais/j)
<i>%autoconso Lég rac :</i>	Part d'autoconsommation de légumes racines (-)
<i>P :</i>	Masse corporelle de la cible (kg _{pc})
<i>DE :</i>	Durée d'exposition (années)
<i>T_m :</i>	Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années)

$$DJE \text{ lég feuil autoproduit, } i = \frac{(C_{1i} + C_{2i} + C_{3i}) \times MS_{\text{lég feuil}} \times Q_{\text{lég feuil}} \times \% \text{autoconso Lég feuil}}{P} \left(\times \frac{DE}{T_m} \right)$$

Equation (5)

Avec :

<i>DJE lég feuil autoproduit, i :</i>	Dose journalière de substance i ingérée <i>via</i> la consommation de légumes feuilles autoproduits (mg/kg _{pc} /j)
<i>C_{1i} :</i>	Concentration de la substance i dans les feuilles issue des dépôts atmosphériques (mg/kg de pds sec)
<i>C_{2i} :</i>	Concentration de la substance i dans les feuilles issue des apports du sol (mg/kg pds sec)
<i>C_{3i} :</i>	Concentration de la substance i dans les feuilles issue de l'absorption sous forme gazeuse (mg/kg de pds sec)
<i>MS_{lég feuil} :</i>	Teneur moyenne en matière sèche des légumes feuilles (-)
<i>Q_{lég feuil} :</i>	Quantité de légumes feuilles consommée (kg de pds frais/j)
<i>%autoconso lég feuil :</i>	Part d'autoconsommation de légumes feuilles (-)
<i>P :</i>	Masse corporelle de la cible (kg _{pc})
<i>DE :</i>	Durée d'exposition (années)
<i>T_m :</i>	Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années)

Note : dans l'exercice conduit ici, pour toutes les substances considérées C3 = 0 car il s'agit de métaux (polluants inorganiques).

$$C1i = \frac{\text{Dépôt total } i \times Rp}{Yp \times kp} \times (1 - e^{(-kp \times Tp)})$$

Equation (6)

Avec :

<i>C1i</i> :	Concentration de la substance i dans les feuilles issue des dépôts atmosphériques (mg/kg de pds sec)
<i>Dépôt total i</i> :	Dépôt total de substance i (mg/m ² /an)
<i>Rp</i> :	Facteur d'interception par les parties consommables de la plante (-)
<i>Yp</i> :	Productivité végétale ou rendement cultural (kg de pds sec/m ²)
<i>kp</i> :	Facteur de perte du polluant par action de la pluie et du vent (année ⁻¹)
<i>Tp</i> :	Temps d'exposition avec dépôt (années)

$$C2i = Csol i \times Br ag i$$

Equation (7)

Avec :

<i>C2i</i> :	Concentration de la substance i dans les feuilles issue des apports du sol (mg/kg pds sec)
<i>Csol i</i> :	Concentration de la substance i dans le sol (0-30 cm) (mg/kg)
<i>Br ag i</i> :	Facteur de bioconcentration « plante-sol » de la substance i pour légume feuille (-)

ANNEXE N°4

Paramètres d'exposition humaine utilisés dans les calculs de dose d'exposition			
Paramètre	Valeur	Source	Commentaire
Masse corporelle - adulte	70,4 kg	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Masse corporelle de la classe d'âge 7 : les plus de 18 ans
Masse corporelle - enfant	17,8 kg	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Masse corporelle de la classe d'âge 4 : de 6 à 11 ans
Quantité de sol ingérée par jour pour un enfant	50 mg/j	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Valeur centrale Cette quantité de sol tient compte du sol ingéré lors d'activités extérieures, ainsi que des particules de sol présentes à l'intérieur, mais issues de l'extérieur et ingérées pendant le temps passé à l'intérieur.
Quantité de sol ingérée par jour pour un adulte	20 mg/j	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Valeur centrale Cette quantité de sol tient compte du sol ingéré lors d'activités extérieures, ainsi que des particules de sol présentes à l'intérieur, mais issues de l'extérieur et ingérées pendant le temps passé à l'intérieur.
Quantité journalière de légumes feuilles consommés - adulte	$2,4 \cdot 10^{-2}$ kg frais/j	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Correspondant à la classe d'âge 7 : les plus de 18 ans
Quantité journalière de légumes feuilles consommés - enfant	$1,0 \cdot 10^{-2}$ kg frais/j	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Correspondant à la classe d'âge 4 : de 6 à 11 ans
Part d'autoconsommation de légumes feuilles	0,5	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Valeur ponctuelle
Quantité journalière de légumes racines consommés - adulte	$1,2 \cdot 10^{-2}$ kg frais/j	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Correspondant à la classe d'âge 7 : les plus de 18 ans
Quantité journalière de légumes racines consommés - enfant	$7 \cdot 10^{-3}$ kg frais/j	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Correspondant à la classe d'âge 4 : de 6 à 11 ans
Part d'autoconsommation de légumes racines	0,45	Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. Rapport INERIS-DRC-14-141968-11173A. 51p.	Valeur ponctuelle
Durée d'exposition (années) pour un adulte - DE	30 ans	Ineris. (2013). Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Impact des activités humaines sur les milieux et la santé. Rapport INERIS-DRC-12-125929-13162B. 104p.	
Durée d'exposition (années) pour un enfant - DE	6 ans	Ineris. (2013). Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires –	

		Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Impact des activités humaines sur les milieux et la santé. Rapport INERIS-DRC-12-125929-13162B. 104p.	
Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (année) - Tm	Tm = DE pour les calculs de QD Tm = 70 ans pour les calculs d'ERI	Ineris. (2013). Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Impact des activités humaines sur les milieux et la santé. Rapport INERIS-DRC-12-125929-13162B. 104p.	

Paramètres relatifs aux végétaux			
Paramètre	Valeur	Source	Commentaire
Rp : Facteur d'interception par les parties consommables de la plante (-)	0,39	HHRAP, 2005	Valeur par défaut
Yp : Productivité végétale ou rendement culturel	2,24 kg de pds sec/m ²	HHRAP, 2005	Valeur par défaut
kp : Facteur de perte du polluant par action de la pluie et du vent (année ⁻¹)	18 années ⁻¹	HHRAP, 2005	Valeur par défaut
Tp : Temps d'exposition avec dépôt (année)	0,16 année	HHRAP, 2005	Valeur par défaut
Facteur de correction empirique pour les légumes du « sous-sol »	0,01 ou 1	HHRAP, 2005	Il est recommandé d'utiliser la valeur de 0,01 pour les composés avec un log Kow > 4 et la valeur de 1 pour les composés avec un log Kow < 4
Teneur moyenne en matière sèche des légumes racines (-)	18,6	BAPPET : Base de données sur les teneurs en éléments traces métalliques de plantes potagères. Présentation et notice d'utilisation. Ademe, Ineris, novembre 2012	Moyenne des teneurs en matière sèche données pour les pommes de terre (22,2), les carottes (11,8), les navets (20,2) et les radis (20,2)
Teneur moyenne en matière sèche des légumes feuilles (-)	6,4	BAPPET : Base de données sur les teneurs en éléments traces métalliques de plantes potagères. Présentation et notice d'utilisation. Ademe, Ineris, novembre 2012	Moyenne des teneurs en matière sèche données pour les salades (5,2) et les choux (7,6)

Facteurs de bioconcentration « plante-sol »		
(Source: Baes, C.F., Sharp, R.D., Sjoreen, A.L., and Shor, R.W. (1984). A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides Through Agriculture. Oak Ridge National Lab Report ORNL-5786, September)		
Elément	Facteur de bioconcentration « plante-sol » pour parties non végétatives (-)* [racines]	Facteur de bioconcentration « plante-sol » pour parties végétatives (-)* [feuilles]
Aluminium (Al)	0,00065	0,004
Arsenic (As)	0,006	0,04
Bore (B)	2	4
Baryum (Ba)	0,015	0,15
Cadmium (Cd)	0,15	0,55
Cérium (Ce)	0,004	0,01
Chlore (Cl)	70	70
Cobalt (Co)	0,007	0,02
Chrome (Cr)	0,0045	0,0075
Cr VI	0,0045	0,0075
Cuivre (Cu)	0,25	0,4

Fluor (F)	0,006	0,06
Fer (Fe)	0,001	0,004
Hafnium (Hf)	0,00085	0,0035
Lanthane (La)	0,004	0,01
Manganèse (Mn)	0,05	0,25
Molybdène (Mo)	0,06	0,25
Sodium (Na)	0,055	0,075
Nickel (Ni)	0,06	0,06
Phosphore (P)	3,5	3,5
Plomb (Pb)	0,009	0,045
Antimoine (Sb)	0,03	0,2
Sélénium (Se)	0,025	0,025
Silicium (Si)	0,07	0,35
Etain (Sn)	0,006	0,03
Strontium (Sr)	0,25	2,5
Titane (Ti)	0,003	0,0055
Uranium (U)	0,004	0,0085
Vanadium (Va)	0,003	0,0055
Zinc (Zn)	0,9	1,5
Zirconium (Zr)	0,0005	0,002

* Note : Baes, C.F., Sharp, R.D., Sjoreen, A.L., and Shor, R.W. (1984) ont défini deux types de facteur de bioconcentration :

- des facteurs de bioconcentration pour les parties végétatives c'est-à-dire les feuilles, les tiges,
- des facteurs de bioconcentration pour les parties non végétatives c'est-à-dire les fruits, les graines et les tubercules.

Les facteurs de bioconcentration pour les parties végétatives sont utilisés pour les légumes feuilles et les facteurs de bioconcentration pour les parties non végétatives sont utilisés pour les légumes racines.

Tableaux des données de contamination des sols utilisées (Source : Rapport du BRGM)

Teneur (en mg/kg) des différents composés inorganiques analysés dans les échantillons de bruit de fond, après minéralisation totale

	BDF-01	BDF-02	BDF-03	BDF-04	BDF-05	BDF-06	BDF-07	BDF-08	BDF-09	BDF-10	BDF-11	BDF-12	BDF-13	BDF-14	BDF-15	BDF-16
Aluminium	25934	19583	44987	39695	42341	31226	34931	62453	23817	39695	30168	29639	28580,1	27521,58	26992,32	16936,36
Arsenic	62	69	13	15	65	57	54	77	54	51	57	51	8,1	8,4	7,1	5,5
Bore	33	28	52	52	38	33	68	59	25	64	45	46	39	36	23	13
Baryum	183	119	271	240	234	183	223	357	130	245	194	158	166	163	93	91
Cadmium	0,36	0,59	0,3	0,5	0,24	0,17	0,2	0,41	0,19	0,23	0,27	0,27	0,2	0,3	0,3	0,2
Cérium	48,3	NA	53,2	52,3	57,1	NA	55,6	NA	NA	54,9	57,9	NA	42,3	44,7	36,5	24,8
Chlore	192	424	50	206	100	100	100	100	100	100	100	100	227	50	103	50
Cobalt	11	7	12	12	12	11	12	22	8	12	11	10	9	8	7	6
Chrome	41	46	54	58	58	64	55	108	37	66	52	49	46	48	34	25
Chrome VI	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	1,43	0,25	0,25
Cuivre	23	20	19	20	11	14	7	22	16	10	19	8	13	17	12	11
Fluor	75	38	100	85	5	5	13	15	8	11	5	5	28	17	11	5
Fer	15667	12170	22871	22172	21542	18605	18605	36020	13429	20283	16716	15527	15946,92	15317,44	14058,47	9652,08
Hafnium	6,14	2,34	4,34	5,68	6,76	10,7	7,53	10,8	6,23	7,67	9,8	NA	5,05	5,68	3,86	2,88
Lanthane	26,3	NA	28,3	28,1	29,9	NA	29,6	NA	NA	29,3	30,9	NA	22,9	24,2	20,6	13,9
Manganèse	310	310	465	387	465	465	310	929	387	387	387	310	464,68	387,23	232,34	309,78
Molybdène	1,47	1,68	0,7	1,1	0,55	0,49	0,75	0,85	0,41	0,44	0,47	0,46	1,2	1,1	0,6	0,4
Sodium	742	742	1484	2226	2226	2967	1484	3709	1484	1484	2967	1484	NA	NA	NA	NA
Nickel	29,4	24,4	23	27	24	25,2	22,3	50,3	18,2	23,1	25,3	20,2	20	19	14	10
Phosphore	305	524	567	349	393	262	393	349	349	393	611	480	654,63	1134,7	523,71	610,99
Plomb	41	75	35	69	16	5	14	44	16	15	26	19	19,4	22,6	14,4	13,3
Antimoine	2,85	2,65	1,54	1,99	1,85	1,21	1,64	2,08	0,99	1,46	1,41	1,28	0,86	0,86	0,59	0,56
Silicium	216895	49082	159866	148648	177629	180901	195392	288881	150050	212688	238865	190250	192120	188848	153322	166878
Etain	3,02	3,78	3,14	3,59	4,26	2,45	2,63	3,89	2,62	3,83	3,73	3,53	2,2	3,02	2,09	1,32
Strontium	76	72	102	130	219	338	168	77	161	214	202	156	236	255	111	159
Titane	1798	1139	2458	2278	2398	2278	2578	3717	1678	2638	2218	2038	1978,2	2098,09	1858,31	1258,85
Uranium	2,25	2,09	2,23	4,07	1,98	2,36	1,86	2,83	1,58	2,34	2,31	NA	2,19	2,53	1,28	1,33

Vanadium	51	44	55	61	50	43	50	89	33	51	47	46	41,4	40,9	45	29
Zinc	76	94	56	65	51	52	56	93	43	60	64	53	40,5	44,4	37,3	28,7
Zirconium	170	64	152	202	202	335	212	334	176	211	276	181	179	202	139	112

NA : non analysés

Les valeurs indiquées en italique correspondent à LQ/2 (valeur attribuée quand la mesure était inférieure à la limite de quantification)

Teneur (en mg/kg) des différents composés inorganiques analysés dans les sols de surface, après minéralisation totale

	SOLS-01	SOLS-02	SOLS-03	SOLS-04	SOLS-05	SOLS-06	SOLS-07	SOLS-08	SOLS-09	SOLS-10	SOLS-12	SOLS-13	SOLS-14	SOLS-15	SOLS-16	SOLS-17	SOLS-18	SOLS-19
Aluminium	37048	35990	17466	19053	26992	25405	46046	23817	21170	47104	35990	31756	29109	50809	34402	25934	39695	43929
Arsenic	74	108	61	86	80	71	107	101	94	74	67	65	68	69	57	54	36	56
Bore	44	46	31	29	38	33	59	35	16	50	39	36	25	35	33	27	38	34
Baryum	248	185	100	85	99	127	270	146	148	267	212	188	201	227	183	135	147	168
Cadmium	0,39	0,76	0,4	0,16	0,19	0,27	0,82	0,27	0,35	0,29	0,34	0,27	0,37	0,24	0,27	0,29	0,28	0,57
Cérium	45	37	23	23	28	28	50	33	19	56	40	42	27	47	42	23	22	27
Chlore	50	205	196	459	135	50	180	296	50	50	50	368	50	50	50	50	124	50
Cobalt	14	13	7	7	7	9	18	10	12	14	12	11	9	13	11	8	8	10
Chrome	72	126	41	35	45	51	89	50	34	61	59	55	45	55	55	43	42	60
Cr VI	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Cuivre	19	47	7	5	5	19	32	12	13	138	25	96	9	15	17	10	9	19
Fluor	12	13	21	12	9	10	37	10	28	19	9	33	12	12	21	10	23	76
Fer	22382	41126	10911	11750	17835	13499	36650	14198	12730	23431	21472	18675	14828	24060	19164	12590	16716	17066
Hafnium	8,25	8,78	8,03	7,08	4,66	4,44	8,86	6,79	3,34	7,47	7,96	10,1	4,25	6,58	11,2	6,14	2,96	9,16
Lanthane	28	25	10	10	20	21	31	23	10	35	28	29	20	30	29	20	10	10
Manganèse	620	465	232	232	232	310	697	387	620	465	620	542	387	465	465	310	310	310
Molybdène	0,93	3,66	0,64	0,34	0,59	0,85	2,48	0,72	1,46	0,81	1,32	0,95	0,72	1,15	1,45	1,24	1,86	2,67
Sodium	3709	1484	1484	1484	742	1484	2968	2226	742	1484	3709	2968	3709	1484	2968	1484	742	1484
Nickel	38,4	43,6	23,2	17,5	20,2	24,1	54,7	22,1	26,3	30,8	33,6	28,8	23,4	30,3	29,7	26,9	27,9	38
Phosphore	829	960	698	262	305	742	873	611	305	655	611	698	742	655	786	655	698	786
Plomb	14	94	5	5	5	5	103	5	5	5	39	5	12	37	15	5	10	14
Antimoine	2,58	2,59	1,08	0,84	0,93	1,01	3,44	0,95	2,28	2,37	1,4	1,48	1,64	2,49	1,45	1,58	1,5	2,17
Silicium	217830	96761	165476	138831	135092	161736	165008	178097	280467	189315	223439	188848	199132	212220	174825	143973	84140	143038
Étain	4,48	7,28	2,5	1,81	2,06	2,59	5,54	2,23	2,15	4,36	5,1	3,2	2,07	2,96	3	2,96	2,74	3,51
Strontium	283	223	257	192	160	227	196	189	114	156	309	327	449	187	399	273	253	159
Titane	2278	3956	1738	1678	1738	1738	2997	1858	1079	2757	2278	2158	1559	2398	2038	1499	1499	1619
U	2,68	4,88	1,89	1,68	1,57	1,77	5,11	1,8	2,78	2,18	2,43	2,45	2,01	2,37	3,11	2,47	3,44	4,58
Vanadium	60	112	34	35	49	48	96	44	43	62	51	42	36	58	48	40	48	55
Zinc	84	368	54	46	41	74	132	60	64	81	65	65	65	73	60	79	47	88
Zirconium	226	249	259	229	130	156	244	242	94	215	248	327	114	205	337	188	83	245

Les valeurs indiquées en italique correspondent à LQ/2 (valeur attribuée quand la mesure était inférieure à la limite de quantification)

Teneur (en mg/kg) des différents composés inorganiques analysés dans les sols de jardins potagers et de champs cultivés, après minéralisation totale

	SOLP-01	SOLP-02	SOLP-03	SOLP-04	SOLP-05	SOLP-06	SOLP-07	SOLC-01	SOLC-02	SOLC-03	SOLC-04	SOLC-05	SOLC-06	SOLC-07
Aluminium	25934	17466	32814	31226	29639	33343	23817	19053	30697	38636	27522	37578	28051	39695
Arsenic	49	85	56	74	60	56	53	48	69	98	52	61	58	71
Bore	28	12	32	38	35	43	31	32	40	35	32	47	40	63
Baryum	126	116	169	200	185	191	150	83	96	119	189	241	199	254
Cadmium	0,33	0,32	0,34	0,34	0,33	0,37	0,24	0,35	0,28	0,42	0,19	0,28	0,28	0,2
Cérium	30	38	38	43	40	48	23	24	29	33	49	54	36	48
Chlore	157	109	50	101	120	50	50	289	237	307	112	165	50	105
Cobalt	9	8	11	12	11	13	10	8	9	11	12	13	12	13
Chrome	45	65	62	55	55	64	87	37	50	68	57	61	60	60
Cr VI	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>	<i>0,25</i>
Cuivre	54	201	83	104	39	94	19	40	14	116	58	118	39	11
Fluor	8	10	5	19	10	37	10	10	10	16	10	11	16	8
Fer	14268	13639	19794	18605	17346	22032	12869	13849	23291	23011	16087	20213	17835	20353
Hafnium	4,93	10,9	8,7	8,61	8,66	8,09	3,78	7,86	6,2	6,33	10,7	9,36	7,81	7,36
Lanthane	21	26	26	29	27	32	10	21	22	23	31	33	25	30
Manganèse	310	387	465	387	465	465	310	155	232	387	465	542	542	310
Molybdène	0,43	0,46	0,7	1	0,92	1,08	0,91	0,45	0,54	0,81	0,55	0,61	0,85	0,95
Sodium	1484	2226	2968	2226	2968	2226	1484	1484	1484	1484	2968	2968	3709	1484
Nickel	22,3	20,7	31,6	25,4	28,6	33,5	35,5	18	21,2	30	24,4	29,9	30,9	25
Phosphore	698	742	960	1353	1178	1353	1266	786	786	567	349	567	1135	393
Plomb	20	10	17	20	17	27	25	10	5	16	40	28	23	12
Antimoine	1,35	1,61	1,35	1,79	1,31	1,94	1,05	0,89	0,96	1,34	1,4	1,61	1,4	1,74
Silicium	145843	229516	227179	199132	181836	194925	218297	208948	155659	169683	197262	215025	195860	203339
Étain	4,62	2,32	3,44	3,85	3,3	5,84	4,78	2,35	2,59	6,01	2,25	4,84	10,91	3,33
Strontium	190	228	161	279	348	249	295	120	146	174	399	217	330	212
Titane	1738	2098	2458	2038	1858	2218	1619	1918	2098	2278	2038	2398	1918	2458
U	1,67	2,91	2,63	2,53	2,55	2,87	2,79	1,82	1,89	1,93	2,64	2,35	2,21	2,21
Vanadium	48	29	49	53	51	63	37	42	59	67	43	53	42	58
Zinc	71	56	79	99	85	103	82	44	50	67	57	66	94	54
Zirconium	163	428	275	260	275	220	111	245	180	203	367	293	253	235

Les valeurs indiquées en italique correspondent à LQ/2 (valeur attribuée quand la mesure était inférieure à la limite de quantification)

Teneur des dépôts atmosphériques totaux ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$) sur les 6 stations de mesure

	AA-01	AA-02	AA-03	AA-04	AA-05	AA-06
Aluminium (Al)	1014	583	485,5	825,7	4039,6	210,9
Arsenic (As)	1,55	0,8	0,44	0,36	0,7	0,38
Bore (B)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Baryum (Ba)	48,35	54,32	72,95	65,66	72,95	66,32
Cadmium (Cd)	0,03	0,02	0,05	0,02	0,03	0,03
Cérium (Ce)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chlore (Cl)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Cobalt (Co)	0,11	0,15	0,21	0,16	0,25	0,12
Chrome (Cr)	10,01	4,88	1,05	1,41	4,15	0,84
Cr VI	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Cuivre (Cu)	1,61	0,99	2,79	1,46	2,33	0,86
Fluor (F)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fer (Fe)	1738,26	910,58	208,91	269,26	935,78	133,3
Hafnium (Hf)	0,17	0,12	0,52	0,1	0,07	0,21
Lanthane (La)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Manganèse (Mn)	4,69	3,59	5,96	2,73	7,16	1,41
Molybdène (Mo)	3,29	1,22	0,64	0,64	0,9	0,56
Sodium (Na)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Nickel (Ni)	0,56	0,44	0,72	0,58	0,91	0,37
Phosphore (P)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Plomb (Pb)	0,79	0,66	0,64	0,5	1,42	0,29
Antimoine (Sb)	0,13	0,13	0,38	0,27	0,16	0,17
Sélénium (Se)	0,42	0,32	0,23	0,25	0,31	0,29
Silicium (Si)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Etain (Sn)	0,25	0,25	0,42	0,13	0,29	0,15
Strontium (Sr)	164,47	191,67	241,41	238,09	233,45	222,84
Titane (Ti)	129,99	70,3	12,34	17,24	31,44	11,94
Uranium (U)	0,74	0,8	0,92	0,92	0,94	0,88
Vanadium (Va)	16,98	7,76	1,57	1,76	4,79	1,57
Zinc (Zn)	11,54	30,04	43,17	35,35	25,8	8,95
Zirconium (Zr)	5,8	3,99	20,43	3,91	3,55	10,01

ANNEXE N°6

	<i>Source : Baes et al, 1984</i>	<i>Source : HHRAP, 2005</i>	<i>Source : Contamination des sols - Transferts des sols vers les plantes, Ademe, 2005</i>			
	Facteur de bioconcentration plante-sol pour légume feuille	Facteur de bioconcentration plante-sol pour légume feuille	Coefficient de répartition plante-sol - Batavia		Coefficient de répartition plante-sol - Laitue	
			Min	Max	Min	Max
Arsenic (As)	0,04	0,00633	–	–	–	–
Cadmium (Cd)	0,55	0,125	0,70	7,00	0,60	11,20
Chrome (Cr)	0,0075	0,00488	–	–	0,03	0,06
Cuivre (Cu)	0,4	–	0,03	0,30	0,03	1,10
Nickel (Ni)	0,06	0,00931	0,005	0,02	0,01	0,39
Plomb (Pb)	0,045	1,00	0,005	0,01	0,01	1,40
Zinc (Zn)	1,5	1,00	0,10	0,40	0,10	1,17

	<i>Source : Baes et al, 1984</i>	<i>Source : HHRAP, 2005</i>	<i>Source : Contamination des sols - Transferts des sols vers les plantes, Ademe, 2005</i>					
	Facteur de bioconcentration plante-sol pour légume racine	Facteur de bioconcentration plante-sol pour légume racine	Coefficient de répartition plante-sol - Carotte		Coefficient de répartition plante-sol - Betterave		Coefficient de répartition plante-sol - Pomme de terre	
			Min	Max	Min	Max	Min	Max
Arsenic (As)	0,006	0,008	–	–	–	–	–	–
Cadmium (Cd)	0,15	0,064	0,20	1,40	0,11	0,49	0,03	1,00
Chrome (Cr)	0,0045	0,005	–	–	0,01	0,04	0,03	0,05
Cuivre (Cu)	0,25	–	0,01	0,20	0,24	3,50	0,02	0,56
Nickel (Ni)	0,06	0,008	0,01	0,03	0,03	0,10	0,003	0,25
Plomb (Pb)	0,009	0,009	0,003	0,005	0,01	0,06	0,001	0,01
Zinc (Zn)	0,9	0,90	0,06	0,20	0,18	1,50	0,03	0,37

ANNEXE N°7

Pour certaines substances la caractérisation du risque peut être conduite *via* le calcul d'une marge d'exposition (MOE) pour les substances génotoxiques cancérigènes ou une marge de sécurité (MOS) pour les substances non génotoxiques. Ces marges d'exposition ou de sécurité correspondent au ratio entre une exposition critique (BMDL par exemple) et la dose d'exposition que l'on considère (DJE). Ces marges sont ensuite comparées à une marge critique ou marge de référence définie lors de l'établissement de la BMDL par les instances nationales ou internationales, afin de conclure quant au risque pour les cibles étudiées.

$$\text{MOE (ou MOS)} = \text{dose critique (NOAEL, BMDL, etc...) / DJE}$$

En terme d'interprétation, le risque est considéré « acceptable » si MOE (ou MOS) > Marge critique définie ou marge de sécurité de référence (MOSref).

Pour le chrome VI, le plomb et l'arsenic, si l'exercice présenté procède par calcul de quotients de danger (QD) ou d'excès de risque individuel (ERI), l'EFSA recommande une approche par calcul de marge pour ce qui est de l'exposition orale. Cette approche a notamment été déclinée lors de l'appui scientifique et technique de l'Anses visant à caractériser l'impact potentiel sur la santé humaine du rejet en Méditerranée d'effluents issus des activités de transformation de minerai de bauxite de la société Alteo.

Pour ces 3 substances, les doses critiques proposées par l'EFSA et retenues précédemment par l'Anses sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Doses critiques par ingestion pour une exposition à long terme au chrome VI, au plomb et à l'arsenic (Anses, 2016 et 2014)

	Dose critique	Référence
Chrome VI	BMDL10 = 1 mg.kg pc ⁻¹ .j ⁻¹ (1) (effets néoplasiques)	EFSA 2014
Plomb	BMDL01 = 0,5 µg.kg pc ⁻¹ .j ⁻¹ (2) (effets neurotoxiques) BMDL10 = 0,63 µg.kg pc ⁻¹ .j ⁻¹ (2) (effets rénaux) BMDL01 = 1,5 µg.kg pc ⁻¹ .j ⁻¹ (2) (effets cardiovasculaires)	EFSA 2010 et Anses 2013
Arsenic	BMDL01 = 0,3-8 µg.kg pc ⁻¹ .j ⁻¹ (effets néoplasiques)	EFSA 2009

(1) Associée à une marge d'exposition (MOE) critique de 10 000 tel que défini par l'EFSA (2014).

(2) Associée à une marge de sécurité de référence (MOS) de 10 tel que défini par l'EFSA (2010). En ce qui concerne les effets neurotoxiques, l'EFSA considère qu'une marge supérieure à 10 permet de conclure à l'absence de risque clinique. Avec une marge comprise entre 1 et 10, le risque est considéré comme faible sans pouvoir être exclu.

Les résultats de caractérisation des risques *via* le calcul de marges (MOE ou MOS) sont présentés dans le tableau suivant.

Calcul de caractérisation des risques pour l'arsenic, le chrome VI et le plomb via le calcul de marges (DJE exprimées en mg.kg pc⁻¹.j⁻¹)

Minéralisation totale

	Enfants									
	Zone 1		Zone 2		Bruit de fond		Max zones 1 & 2		Max bruit de fond	
	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge
Arsenic	3,03E-04	1,0-26,4	2,35E-04	1,3-34	1,52E-04	2,0-52,5	3,93E-04	0,8-20,4	2,87E-04	1,1-27,9
Cr VI	7,73E-07	1,3.10 ⁶	7,73E-07	1,3.10 ⁶	1,00E-06	10 ⁶	1,55E-06	645-161	4,42E-06	226-244
Plomb	9,72E-05	5,1	6,78E-05	7,4	1,09E-04	4,6	3,34E-04	1,5	2,94E-04	1,7

	Adultes									
	Zone 1		Zone 2		Bruit de fond		Max zones 1 & 2		Max bruit de fond	
	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge
Arsenic	5,97E-05	5,0-134	4,98E-05	6,0-161	3,30E-05	9,1-243	8,18E-05	3,7-97,7	6,21E-05	4,8-129
Cr VI	1,08E-07	9,3.10 ⁶	1,08E-07	9,3.10 ⁶	1,39E-07	7,2.10 ⁶	2,15E-07	4,6.10 ⁶	6,15E-07	1,6.10 ⁶
Plomb	1,64E-05	30,5	1,90E-05	26,3	2,51E-05	19,9	5,40E-05	9,3	6,78E-05	7,4

Minéralisation à l'eau régle

	Enfants									
	Zone 1		Zone 2		Bruit de fond		Max zones 1 & 2		Max bruit de fond	
	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge
Arsenic	3,37 ^E -05	8,9-237	3,36 ^E -05	8,9-238	2,89 ^E -05	10-277	9,70 ^E -05	3,1-83	4,58 ^E -05	6,6-175
Plomb	1,00 ^E -04	5,0	1,56 ^E -04	3,2	1,05 ^E -04	4,8	5,16 ^E -04	1,0	2,75 ^E -04	1,8

	Adultes									
	Zone 1		Zone 2		Bruit de fond		Max zones 1 & 2		Max bruit de fond	
	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge	DJE	marge
Arsenic	8,40 ^E -06	36-953	7,12 ^E -06	42-1120	6,26 ^E -06	48-1280	2,38 ^E -05	13-336	9,93 ^E -06	30-806
Plomb	1,99 ^E -05	25,1	2,68 ^E -05	18,7	2,41 ^E -05	20,7	6,86 ^E -05	7,3	6,35 ^E -05	7,9

Notes :

- Pour le plomb, les marges sont calculées en utilisant la BMDL la plus faible (BMDL01 = 0,5 µg.kg pc⁻¹.j⁻¹)
- **En rouge : situations pour lesquelles la caractérisation des risques amène à considérer les risques comme ne pouvant être exclus**

Pour ce qui concerne **l'arsenic inorganique**, particulièrement pour la population « enfants », et dans une moindre mesure pour la population adulte, la dose d'exposition liée à l'ingestion de sol et de végétaux autoproduits est comprise ou proche de l'intervalle des BMDL01 recommandées par l'EFSA, soit entre 0,3 et 8 µg/kg pc/j (en considérant la contamination des sols déterminée après minéralisation totale). En se basant sur la contamination des sols déterminée après minéralisation à l'eau régle, les MOE restent relativement faibles pour la population enfants en retenant la BMDL01 la plus basse proposée par l'EFSA. Les résultats pour la population adulte restent plus difficilement interprétables et devraient s'inscrire plus globalement en considérant toutes les sources d'exposition notamment alimentaires à l'arsenic inorganique.

Retenant comme effets critiques les effets cancérogènes de l'ingestion d'arsenic inorganique sur la peau, le poumon et la vessie et considérant la limitation des données sur les expositions des populations étudiées (mesures de l'arsenic total dans l'eau de boisson), l'EFSA a retenu en 2009 sur la base d'une modélisation des relations doses réponses des études épidémiologiques clés, un intervalle de BMDL01 entre 0,3 à 8 µg/kg pc/j. De plus, bien que la cancérogénicité de l'arsenic inorganique relève vraisemblablement d'un mécanisme à seuil (stress oxydant, modifications épigénétiques notamment de la méthylation de l'ADN et des histones, interaction avec la réparation de l'ADN) et non d'une génotoxicité directe, aucune dose seuil n'a été définie compte tenu des incertitudes sur la forme de la relation dose-effet. En conséquence l'EFSA ne recommande pas directement de marge de référence à respecter.

Concernant **le plomb**, au regard de la BMDL01 de 0,5 µg/kg pc/j (valeur la plus faible parmi les trois recommandée par l'EFSA) fondée sur des effets neurotoxiques, les MOS calculées sont comprises entre 1,5 et 7,37 pour les enfants exposés par ingestion de sols et de végétaux autoproduits, et ce quelle que soit la zone d'étude (zones 1, 2 et « bruit de fond ») et quelle que soit la technique de minéralisation considérée pour la détermination des concentrations dans les sols. Ces MOS sont inférieures à la MOS de référence de 10 proposée par l'EFSA. Par conséquent le risque lié à l'exposition au plomb ne peut être exclu.

Concernant le **chrome VI**, au regard de la BMDL10 = 1 mg/kg pc/j fondée sur des effets néoplasiques, les MOE calculées sont supérieures à la MOE de référence de 10000 proposée par l'EFSA. Il n'est ainsi pas mis en évidence de situation à risque.