

**Dossier de demande d'autorisation d'exploiter du centre de traitement
de déchets dangereux et non dangereux à Nouméa :**

AVIS

sur

l'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS)

et sur le

Programme des investigations de terrain pour l'état initial

Pour le compte de **PROMED** – 13.07.2021

	Réalisation	Contrôle qualité
NOM	Benoît HAZEBROUCK	Hafid Baroudi
Qualité	Ingénieur indépendant	Directeur « Sites et Territoires » à l'INERIS 
Visa		

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION.....	3
2. CHAMP DE L'AVIS.....	3
3. METHODE ET LIMITES.....	4
4. ANALYSE CRITIQUE	5
5. AVIS.....	7

ANNEXES

Annexe 1: Documents du DDAE vérifiés ou consultés

Annexe 2: Référentiels

Annexe 3: Analyse critique détaillée

Annexe 4: Métaux – Recherche de répartition, vérification des traceurs de risque

Annexe 5: Références citées

Annexe 6: Acronymes

1. INTRODUCTION

La société ProMed prévoit d'aménager un nouveau centre de traitement de déchets sur la commune de Nouméa en Province Sud sur la côte Ouest de la Grande Terre, l'île principale de l'archipel de la Nouvelle-Calédonie. Ce centre aura pour activités principales la réception par voie routière, le stockage et le traitement de déchets dangereux (DD) et non dangereux (DND), en particulier de déchets d'activités de soins à risques infectieux (DASRI). Les procédés retenus pour traiter les déchets sont :

- DASRI : broyage/stérilisation par un autoclave.
- DASRI, DND et DD : oxydation thermique par un incinérateur.

Le bureau d'étude CAPSE NC (ci-après CAPSE) a préparé pour ProMed un Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter (DDAE) de ce centre de traitement.

Benoît Hazebrouck, Consultant Environnement, avec l'INERIS en contrôle qualité, a réalisé pour le compte de ProMed une analyse critique de l'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) et du programme des investigations de terrain pour l'état initial, deux composantes du DDAE et plus précisément de son Livre C. Cette analyse critique s'est présentée sous forme d'avis et de recommandations écrits et de conversations orales, en réponse à des documents adressés par CAPSE (rapports, notes, fichiers de calcul). Les avis et recommandations transmis ont parfois inclus des propositions de formulation de paragraphes et des propositions de formules de calcul sous format Excel®.

Le présent rapport expose l'avis de Benoît Hazebrouck, Consultant Environnement, sur l'ERS et le programme des investigations de terrain pour l'état initial dans le DDAE, dans les versions du Livre C et de ses annexes reçues au 28 juin 2021.

2. CHAMP DE L'AVIS

Le présent avis porte sur les parties suivantes du Livre C du DDAE :

1. Evaluation des Risques Sanitaires proprement dite (§ 5), et quelques informations sources relatives aux émissions futures du site (pp 210 et 213, § 4.1.1 Qualité de l'air).
2. Programme des investigations de terrain pour l'état initial du site et de ses environs :
 - Pour l'air ambiant et les dépôts atmosphériques : § 2.1.3.2.1 - 2.1.3.2.4, et méthodologie de l'interprétation présentée au § 2.1.3.3.
 - Pour le milieu sol : description méthodologique au § 2.1.4.6.1, notamment la section "Programme analytique", § 2.1.4.6.2 hors la section "Résultats", méthodologie de l'interprétation au § 2.1.4.7 ;
 - Pour l'ensemble : Méthodologie de l'état initial (§ 1.1) et notamment démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM, § 1.1.2) au début du Livre C.

Les annexes afférentes à ces parties sont également incluses dans le champ de l'avis, notamment :

- Annexe 16 de modélisation des émissions ;
- Annexes 17, 18 et 23 sur les campagnes de l'état initial, parties méthodologiques ;
- Annexe 31 sur les caractéristiques, notamment toxicologiques, des substances ;
- Annexes 32 à 36 : Tableaux de calcul des modélisations des transferts, expositions et risques.

En outre, l'avis porte également sur les parties suivantes du Livre C, en tant qu'éléments de conclusion de l'ERS et que points de départ du programme de l'état initial :

- Programme de surveillance des émissions (§ 5.10.3.2 p 506, noté par erreur § 5.3.2, et § 4.1.1.4, Tableau 44, p 228) ;
- Programme de surveillance des milieux autour de la future installation (§ 6) ;
- Dont les plans associés d'interprétation des résultats.

Le présent avis ne porte pas sur les résultats des investigations de terrain pour l'état initial ou sur la présentation ou la mise en œuvre de l'interprétation de ces résultats.

3. METHODE ET LIMITES

Le travail d'analyse critique menant à cet avis a consisté à analyser au regard de l'état de l'art la méthodologie employée, les hypothèses formulées, les argumentations avancées et les limites éventuelles, sans se substituer aux responsabilités de CAPSE. En particulier, les recherches de données, calculs et modélisations réalisés par CAPSE ne sont pas refaits, au-delà de quelques vérifications par sondages.

Outre les parties du Livre C objets du présent avis, l'ensemble du Livre C et divers autres documents du DDAE ont été consultés, notamment le Livre B de Présentation du site et du projet. Ces documents sont mentionnés en tant que de besoin dans le présent avis et ses annexes. Leurs références sont précisées en Annexe 1. Par ailleurs, dans le cadre des échanges avec le bureau d'étude Capse, les feuilles Excel® de calcul des transferts, expositions et risques ont été consultées et vérifiées par sondage.

Le présent avis a été élaboré en s'appuyant sur les référentiels réglementaires et méthodologiques ou techniques en vigueur en Nouvelle-Calédonie, ou à défaut en métropole. Ces référentiels sont listés en Annexe 2. Il s'agit pour l'essentiel des documents mentionnés dans le Livre C comme référentiels pour l'étude (notamment § 1, § 2.1.3.2.1, § 5.1 et § 5.2, § 6.1.1).

En application de ces référentiels, les critères d'analyse suivants sont retenus :

- le principe de *prudence scientifique*, qui se traduit ici par l'analyse du caractère sécuritaire de l'évaluation ;
- le principe de *proportionnalité* qui veille à la cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance de la pollution et de son incidence prévisible ;
- le principe de *spécificité* qui veille à la pertinence de l'étude par rapport à l'usage et aux caractéristiques du site et de son environnement ;
- l'objectif de *transparence*, qui veille, à travers l'explication et la justification des choix, à la lisibilité de l'étude.

Enfin, cet avis est rendu :

- sur la base des connaissances et techniques disponibles au moment de sa réalisation ;
- sous réserve de la justesse des informations bibliographiques, des reports de valeurs et des calculs (seuls quelques contrôles par sondage ont été réalisés).

4. ANALYSE CRITIQUE

L'analyse critique détaillée des parties du Livre C et de ses annexes objets du présent avis est reportée en Annexe 3.

Cette analyse critique se présente sous forme de relevé de particularités positives ou négatives des parties analysées, et d'une appréciation de l'impact de ces particularités sur la lisibilité ou la validité de l'étude et de ses résultats (niveaux de risque calculés, appréciation finale du risque, programmes des surveillances et de l'état initial).

Quoique détaillée, cette analyse n'est pas exhaustive. En particulier, seuls des défauts et problèmes susceptibles de présenter des enjeux, et donc de susciter des interrogations quant à la validité des résultats de l'ERS ou des programmes des surveillances ou de l'état initial, sont relevés. L'analyse critique s'est alors attachée à répondre par avance à de telles interrogations. Des défauts, erreurs ponctuelles ou coquilles considérés comme mineurs, sans enjeu en termes de validité des résultats ou de perception de leur validité, ne sont pas relevés.

Cette analyse fait ressortir les points suivants :

- Au delà de divers défauts voire problèmes de lisibilité ou de justification qui nuisent au bon suivi de l'étude et à la bonne lisibilité des résultats, l'ERS, le programme des investigations de terrain pour l'état initial et les programmes des surveillances des émissions et des milieux apparaissent réalisés et présentés conformément aux référentiels en vigueur et aux règles de l'art.
- Ainsi, les bases réglementaires et méthodologiques sont présentées en détail et de façon claire et transparente. Les modèles, paramètres utilisés et valeurs d'entrée choisies sont présentés, les choix sont explicités et discutés. De nombreuses sources faisant autorité sont citées et exploitées, et dûment référencées. Des résultats intermédiaires sont affichés et des fiches de calcul des transferts, expositions et risques sont fournies en annexe, permettant au lecteur un suivi approfondi pas-à-pas. Les incertitudes sur les paramètres et les valeurs d'entrée sont signalées et qualifiées tout au long de l'étude et récapitulées en fin d'étude.
- Ainsi également, le programme des investigations de terrain pour l'état initial et les programmes des surveillances des émissions et des milieux sont discutés et justifiés, en lien avec les référentiels réglementaires et méthodologiques, notamment la démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM), et avec les résultats de l'ERS. Ces programmes sont pour l'essentiel cohérents entre eux. Cette cohérence de principe est explicitée schéma à l'appui et les ajustements du programme de surveillance des milieux suite aux campagnes d'état initial sont signalés.
- En revanche, l'ensemble de présélection puis de sélection des traceurs de risque est lacunaire pour les métaux, laissant divers métaux de côté sans justification pertinente. Certains font partie des métaux à surveiller réglementairement dans les émissions, ils seront représentés en quantités dans l'ERS par les métaux traceurs de risque. D'autres n'en font pas partie, ils ne seront pas représentés en quantité dans l'ERS. Une vérification approfondie (Annexe 4) a permis de vérifier l'absence d'impact notable de ces choix sur les risques estimés, voire un impact potentiel limité pour le cobalt.
- En outre, la discussion des incertitudes reste essentiellement qualitative, distinguant juste entre "conservatoire", "non conservatoire" et "réaliste". Une analyse de sensibilité proportionnée, sur les paramètres, voies et scénarios potentiellement déterminants en termes de risque, n'est pas fournie, hormis sur une étape intermédiaire (la modélisation de la dispersion atmosphérique) sans poursuivre jusqu'à la caractérisation des risques. De même, la hiérarchisation des substances proposée à l'issue de l'ERS reste qualitative et cloisonnée par voie (inhalation ou ingestion), sans visibilité quant aux substances et voies

qui dominent les risques globaux et sur les ordres de grandeur associés. Une discussion (semi-)quantitative serait à apporter, tout au long de l'étude, afin d'éclairer :

- les paramètres clés qui influencent le plus les niveaux de risques calculés les plus critiques au regard des niveaux de référence ;
- l'impact des incertitudes sur les niveaux de risque calculés ;
- les niveaux réalistes des risques attendus, en l'état des connaissances disponibles ;
- la juste appréciation des risques calculés au regard des niveaux de référence, en particulier pour les scénarios, catégories d'âge, voies et substances présentant les risques calculés proches ou au delà des niveaux de référence ("Point récepteur max.", Habitations n°3 et n°9).

Ainsi, en dépit de nombreux choix (sur-)conservatoires et généralement signalés comme tels, le point de conclusion du Livre C selon lequel « *l'analyse des incertitudes a montré que les hypothèses prises en considération peuvent être considérées comme très conservatrices (majorantes)* », ne paraît pas suffisamment étayé, en l'absence d'éclairage quantitatif sur les points notés comme conservatoires ou non conservatoires.

Dans le cadre de l'analyse critique, un récapitulatif des composantes dominantes du risque telles que calculées dans l'étude a été établi pour les deux types de scénarios étudiés, suivi d'un récapitulatif approximé des incertitudes clés et de leurs impacts sur les risques (Annexe 3, Tableaux 1 et 2). Ces récapitulatifs conduisent aux conclusions suivantes :

- Le positionnement des risques vis-à-vis des niveaux de référence est confirmé, avec même une marge de sécurité doublée, portée *a minima* à un facteur dix et à un facteur quatre respectivement pour les effets à seuil et pour les effets sans seuil, pour les scénarios réalistes présentant les risques les plus élevés (Habitations n°3 et n°9).
- Le caractère conservatoire de l'ERS n'est pas confirmé pour les effets à seuil pour les scénarios avec forte autoconsommation (Habitats Précaires n° 2 et n°3, "Point récepteur max."), suite à des ajustements à la hausse des facteurs de bioconcentration dans les plantes pour les métaux (le cadmium en particulier).
- Les risques associés à des niveaux d'émission réalistes plutôt qu'aux Valeurs Limites d'Emission (VLE) ressortent tous inférieurs aux niveaux de référence, même en zone proche réglementairement non habitable, et avec une marge de sécurité supérieure à un facteur 10 pour les scénarios d'usage réalistes.

En outre, cette analyse critique conduit à recommander une intégration complémentaire ou plus explicite de mesures ou de référentiels d'interprétation aux programmes des surveillances (cf. ci-après).

5. AVIS

Au delà de divers défauts voire problèmes de lisibilité ou de justification qui nuisent au bon suivi de l'étude et à la bonne lisibilité des résultats, l'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS), le programme des investigations de terrain pour l'état initial et les programmes des surveillances des émissions et des milieux apparaissent réalisés et présentés conformément aux référentiels en vigueur et aux règles de l'art.

L'analyse critique menée confirme le positionnement des risques obtenu dans l'ERS vis-à-vis des niveaux de référence, avec même une marge de sécurité doublée pour les scénarios d'usage réalistes, ainsi portée *a minima* à un facteur dix et à un facteur quatre respectivement pour les effets à seuil et pour les effets sans seuil.

Les risques associés à des niveaux d'émission attendus plutôt qu'aux Valeurs Limites d'Emission (VLE) ressortent tous inférieurs aux niveaux de référence, même en zone proche réglementairement non habitable, et avec une marge de sécurité supérieure à un facteur 10 pour les scénarios d'usage réalistes.

En outre, cette analyse critique conduit à recommander une intégration complémentaire ou plus explicite des mesures ou des référentiels d'interprétation suivants aux programmes des surveillances :

1. Pour le programme de surveillance des émissions :

- mesure des HAP individuels gazeux et sur poussières et quelques analyses complètes (GC/MS) des composés organiques en vapeur et sur poussières, sur les premières années au moins ;
- intégration du Chrome VI à la mesure des métaux ;
- éventuellement mesure du zinc, pour faciliter l'interprétation de résultats de la mesure de ce composé dans l'air ambiant et dans les dépôts atmosphériques ;
- référentiels d'interprétation complémentaires cohérents avec l'ERS réalisée :
 - niveaux d'émission en benzène, naphthalène et BaP pris en compte dans l'ERS, respectivement pour les Composés Organiques Volatils (COV) et Semi-Volatils (COSV) et pour les Polluants Organiques Persistants (POP) ;
 - niveaux d'émission individuels déclinés par métal (Annexe 4 du présent avis) ;
 - éventuellement, somme des indices de hiérarchisation "émission x toxicité" comme pratiqué au Chapitre 5.7.5 du Livre C ou en Annexe 4 du présent avis.

2. Pour le programme de surveillance des milieux autour de la future installation :

- Echantillonnage composite (plutôt qu'individuel) des sols de surface, afin d'augmenter la représentativité spatiale au point de prélèvement ;
- référentiels d'interprétation complémentaires, en tant que de besoin :
 - données Scal'Air de concentrations dans l'air et de dépôts atmosphériques avant implantation du site ProMed, dont éventuellement un profil de ces concentrations et dépôts (de premiers éléments sont fournis en Annexe 3) ;
 - résultats de la surveillance des émissions ;
 - caractéristiques disponibles des autres sources d'émission susceptibles d'impacter les milieux dans la zone de surveillance : substances émises, flux d'émission, variations temporelles, position par rapport au site selon les vents dominants ... ;
 - résultats complets des analyses des sols de forage du piézomètre sur le site, y compris échantillons profonds, pour une interprétation d'ensemble des concentrations mesurées dans les sols de surface ;
 - usage des sols de surface aux points de mesure.

ANNEXE 1 : DOCUMENTS DU DDAE VERIFIES OU CONSULTES

Les références de documents du DDAE objets pour partie du présent avis ou consultés pour l'élaboration de cet avis sont précisées ci-dessous (liste non exhaustive). Il s'agit de documents reçus au 28 juin 2021.

Livre C du DDAE : Dossier de demande d'autorisation d'exploiter un centre de traitement de déchets dangereux, de déchets non dangereux et de déchets d'activités de soin - LIVRE C - Etat Initial, étude d'impacts, interprétation de l'état des milieux, évaluation des risques sanitaires et évaluation au regard des Meilleures techniques Disponibles. 2019 CAPSE 435-01-DDAE-001 rev2. 22.06.2021.

Livre B du DDAE : Dossier de demande d'autorisation d'exploiter un centre de traitement de déchets dangereux, de déchets non dangereux et de déchets d'activités de soin - LIVRE B – Présentation du site et du projet. 2019 CAPSE 435-01-DDAE-001 rev3. 26.02.2021.

Annexes du DDAE afférentes au Livre C :

Annexe 16 : Rapport de modélisation des émissions atmosphériques. Projet PROMED - Société ProMed (Nouvelle – Calédonie). CAPSEFR_R1_1946_2_rev.3. 09.03.2021

Annexe 17 : Campagnes d'étude de mesures de la qualité de l'air ambiant pour l'établissement de l'état initial dans le cadre de la demande d'autorisation d'exploiter ICPE. 2020 CAPSE 435-01-001 rev3. 23.06.2021.

Annexe 18 : Rapport d'étude n° EK009-002. Mesure d'air ambiant - Campagnes de mesures par jauge Owen de retombées atmosphériques – Campagne Juillet – Septembre 2020. Campagne Janvier - Février 2021. GINGER LBTP NC. Version datée du 29.03.2021. Version modifiée du 14 juin 2021.

Annexe 21 : Rapport de sondage n° FJ092-2. CAPSE - Centre de déchets PROMED – NUMBO - Investigations géotechniques. GINGER LBTP NC. 06.11.2019.

Annexe 23 : Campagne d'étude de mesures de la qualité des sols de surface pour l'établissement de l'état initial dans le cadre de la demande d'autorisation d'exploiter ICPE - Novembre 2020. 2020 CAPSE 435-01-002 rev0. 05.01.2021.

Annexe 31 : Tableau de synthèse des caractéristiques des substances chimiques potentiellement émis par un incinérateur de déchets dangereux. Version réceptionnée le 13.05.2021.

Annexe 32 à 36 : Tableaux de calcul des modélisations des transferts, expositions et risques. Version réceptionnée le 13.05.2021.

Autres annexes du DDAE :

Annexe 8.1 : Procédure de réception des déchets dangereux. Promed. 05.01.2021.

ANNEXE 2 : REFERENTIELS

Le présent avis a été élaboré en s'appuyant sur les référentiels réglementaires et méthodologiques ou techniques en vigueur en Nouvelle-Calédonie, ou à défaut en métropole. Ces référentiels sont listés ci-dessous.

Référentiels réglementaires :

Article 413-4, 4° du code de l'environnement de la province Sud définissant le contenu des Dossiers de Demande d'Autorisation d'Exploiter.

Arrêté du 20/09/02 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets dangereux.

Article R122-5 du Code de l'Environnement métropolitain définissant le contenu des études d'impact.

Article R 221-1 Code de l'Environnement métropolitain fixant les différentes limites de qualité de l'air, notamment in Ineris-20-200358-2190502-v1.0. Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 30 juin 2020. 19/10/2020.

DGS, 2014. Note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31/10/14 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 Direction Générale de la Santé (DGS).

Circulaire du 09/08/13 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation.

Référentiels méthodologiques ou techniques :

Biotope, 2018. méthodologie de l'étude d'impact environnemental des projets et de la mise en œuvre de la séquence ERC (Éviter-Réduire-Compenser) en Nouvelle-Calédonie.

INERIS, 2003a. Guide Méthodologique. Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'Impact des Installations Classées. 2003. www.ineris.fr.

INERIS, 2010. Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle. DRC-08-94882-16675C. 01/08/10.

INERIS, 2013. Evaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires des substances chimiques par les installations classées. Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. DRC-12-125929-13162B. Août 2003.

INERIS, 2016a. GUIDE - Surveillance dans l'air autour des installations classées retombées des émissions atmosphériques. DRC - 16 - 158882 - 12366A. Novembre 2016.

INERIS, 2016b. Document complémentaire au guide de surveillance dans l'air autour des installations classées - Principales caractéristiques physico-chimique, valeurs de gestion et niveaux mesurés dans l'air ambiant, méthodes de mesures de certaines substances. DRC - 16 - 158882 - 10272A. Novembre 2016.

INERIS/BRGM, < 2016. Guide de surveillance de l'impact sur l'environnement des émissions atmosphériques des installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux. INERIS DRC-13-136338-06193C. Non daté.

JRC, 2019. Best Available Technique (BAT) Reference Document [BREF] for Waste Incineration, Industrial Emissions Directive 2010/75/EU, European Commission, 2019.

MEDE, 2014. Guide méthodologique pour l'élaboration du rapport de base prévu par la Directive IED. Version 2.2. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. Octobre 2014.

MEED, 2017. Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. Avril 2017.

ANNEXE 3 : ANALYSE CRITIQUE DETAILLEE

TABLE DES MATIERES

1. DEMARCHE DE L'ETUDE, VUE D'ENSEMBLE.....	2
2. CARACTERISATION DU SITE ET DE SON ENVIRONNEMENT.....	3
3. DESCRIPTION DES EMISSIONS, SELECTION DES TRACEURS DE RISQUE ..	4
3.1 Description des émissions	4
3.2 Inventaire des substances émises	6
3.3 Pré-sélection de traceurs de risques potentiels.....	12
3.4 Caractérisation de la toxicité des substances pré-sélectionnées.....	14
3.5 Choix des traceurs de risque et des niveaux d'émission associés	16
4. MODELISATION DES TRANSFERTS ET DES EXPOSITIONS.....	22
4.1 Scénarios d'exposition des personnes.....	22
4.2 Modélisation de la dispersion atmosphérique.....	23
4.3 Modélisation des transferts entre milieux et des expositions	26
5. CARACTERISATION DU RISQUE, BILAN DES INCERTITUDES.....	30
6. PROGRAMMES DES SURVEILLANCES ET DE L'ETAT INITIAL	34
6.1 Vue d'ensemble	34
6.2 Programme de surveillance des émissions	35
6.3 Programme de surveillance de l'environnement.....	36
6.4 Programme d'investigation de l'état initial	37

TABLEAUX

Tableau 1: Récapitulatif des composantes dominantes du risque calculé dans l'étude pour les scénarios "Habitation n°9" et "Point récepteur max."

Tableau 2: Récapitulatif quantitatif approximé des incertitudes clés sur les risques.....

Cette annexe présente l'analyse critique détaillée des parties du Livre C et de ses annexes objets du présent avis.

Cette analyse critique se présente sous forme de relevé de particularités positives ou négatives des parties analysées, et d'une appréciation de l'impact de ces particularités sur la lisibilité ou la validité de l'étude et de ses résultats (niveaux de risque calculés, appréciation finale du risque, programmes des surveillances et de l'état initial).

Quoique détaillée, cette analyse n'est pas exhaustive. En particulier, seuls des défauts et problèmes susceptibles de présenter des enjeux, et donc de susciter des interrogations quant à la validité des résultats de l'ERS ou des programmes des surveillances ou de l'état initial, sont relevés. L'analyse critique s'est alors attachée à répondre par avance à de telles interrogations. Des défauts, erreurs ponctuelles ou coquilles considérés comme mineurs, sans enjeu en termes de validité des résultats ou de perception de leur validité, ne sont pas relevés.

1. DEMARCHE DE L'ETUDE, VUE D'ENSEMBLE

Remarque	Impact sur l'étude
<p>L'étude se réfère dûment aux référentiels et guides en vigueur. Elle cite des extraits dans les parties méthodologiques, par ex. § 1 – "<i>Méthodologie de l'étude d'impact environnemental</i>" et § 5.4 "<i>Démarche de l'ERS</i>".</p> <p>Une partie de ces extraits ne sont toutefois pas signalés comme tels, comme pour le Guide d'étude d'impact environnemental de Nouvelle-Calédonie (Biotope, 2018) p 39 cité § 1.1.3 p 31 du Livre C, ou comme pour le Guide IEM-ERS de l'INERIS (2013) § 5.4p 284 du Livre C. Une signalisation systématique des extraits, avec indication des éventuelles coupures, aurait été souhaitable en termes de lisibilité de l'étude.</p>	<p>Approche valide.</p> <p>Léger défaut de lisibilité</p>
<p>Des fiches de calcul des transferts, expositions et risques sont fournies en annexe. Cela permet au lecteur de mieux s'assurer des données avec leurs unités et des équations effectivement utilisés dans les calculs menant aux estimations des risques. Cela contribue à une meilleure transparence de l'étude.</p> <p>Une mise à disposition des feuilles relatives aux VTR effectivement utilisées dans les calculs aurait également été bienvenue pour s'assurer de même des VTR effectivement utilisées dans les calculs de risque, notamment en cas d'ambiguïté dans le texte comme on le verra pour le nickel et les dioxines et furannes (PCDD/F) au § 3.4 ci-dessous.</p>	<p>Particulièrement transparent, au-delà d'un défaut mineur.</p>
<p>Les différentes étapes de l'ERS indiquées pp 284 ne correspondent pas pleinement avec les chapitres de l'ERS du Livre C : Le chapitre sur la toxicité des substances ("<i>Dangers et relations dose-réponse</i>") est inclus dans le chapitre d'inventaire des émissions et de choix des traceurs de risque. Le Livre C ne signale ni n'explique cet écart, ce qui nuit à la lisibilité de l'étude.</p> <p>Cet écart est toutefois cohérent avec le choix retenu de procéder à une sélection de traceurs de risque directement à l'issue de l'inventaire des émissions. Ce choix est conforme au guide ERS de l'INERIS (2003a). Cet écart apparaît donc justifié.</p>	<p>Démarche valide, défaut de lisibilité seule.</p>

<p>Un schéma conceptuel de principe est introduit p 285 sous forme d'image.</p> <p>Une traduction de ce schéma en texte aurait été souhaitable, comportant notamment la description des voies d'exposition annoncée dans le plan de l'ERS p 284, pour orienter par la suite la restriction du périmètre de la zone d'étude (§ 5.6.1), la description des usages de la zone d'étude (§ 5.6.4) et le choix des traceurs de risque (§ 4.4.7.3) : ces choix et cette description sont de fait déterminés par la connaissance des voies d'exposition et de leurs paramètres clés.</p> <p>Cette omission reste sans impact sur la validité de ces chapitres, qui s'avèrent cohérents avec la présentation détaillée du schéma conceptuel d'exposition du chapitre 5.8.6.</p>	<p>Défaut de lisibilité seule.</p>
--	------------------------------------

2. CARACTERISATION DU SITE ET DE SON ENVIRONNEMENT

Remarque	Impact sur l'étude
<p>La possibilité de réduire la zone d'étude à un rayon de 1,5 km autour du site est expliquée p 287 par :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. La décroissance rapide des concentrations et dépôts avec la distance depuis le site, jusqu'à « <i>obtenir des concentrations et dépôts modélisés non significatifs</i> » à une distance de 1,5 km ; 2. La présence de « <i>la quasi-totalité des points à usages sensibles et [de] l'ensemble des voies d'exposition possibles</i> » dans ce rayon restreint. <p>Le premier point gagnerait à être illustré, au-delà du renvoi à l'Annexe 16 de modélisation de la dispersion atmosphérique, par un facteur de décroissance avec la distance, en particulier entre les points d'exposition finalement considérés dans l'ERS et le périmètre 1,5 km.</p> <p>L'aspect quantitatif sur le deuxième point : il s'agit de justifier que les usages les plus sensibles non seulement en termes de voies d'exposition, mais également en intensité d'exposition selon ces voies (donc en termes de temps d'exposition sur place, de quantités de sols ou d'aliments auto-produits ingérés) sont représentés dans cette zone telle que modélisée dans l'ERS.</p> <p><i>In fine</i>, la configuration pénalisante retenue pour les quelques scénarios d'exposition modélisés dans l'ERS assure cet aspect quantitatif. Cette omission dans l'argumentation est donc sans impact sur la validité de la réduction du périmètre de la zone d'étude.</p>	<p>Défaut de lisibilité et d'argumentation, sans impact en termes de validité.</p>
<p>L'étude prend en compte non seulement les usages déclarés actuels sur la zone d'étude, mais également les usages futurs potentiels envisageables selon le Plan d'urbanisme (§ 5.6.2.2, § 5.6.4.6) et les habitats précaires non déclarés (§ 5.6.4.6).</p> <p>Cela correspond aux meilleures pratiques, s'agissant d'une étude des risques sur de longues durées (ici 100 ans après le démarrage de l'incinérateur) et visant à protéger toutes les populations.</p>	<p>Valide et transparent.</p>

3. DESCRIPTION DES EMISSIONS, SELECTION DES TRACEURS DE RISQUE

3.1 DESCRIPTION DES EMISSIONS

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Les caractéristiques suivantes des émissions du futur incinérateur sont rapportées dans le Livre C pp 210 et 213 (§ 4.1.1 Qualité de l'air) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • « Le débit des gaz émis est d'au moins 8 750 Nm³/h », • « La température des fumées est de 120°C à la sortie du filtre », • « Le débit (exprimé sur gaz secs à 11% d'O₂) est de 8 750 Nm³/h ». <p>Cette description n'est pas exactement cohérente avec le descriptif du procédé du livre B p 70 (« max. 8 750 Nm³/h » et « 120-150°C ») ou avec les engagements du constructeur rapportés dans le même Livre B p 86 (« +/- 8 000 Nm³/h » et 150°C).</p> <p>Les valeurs qui sont effectivement utilisées pour la modélisation, 8 750 Nm³/h, et 120 °C, correspondent de fait aux bornes "sûres" en termes d'évaluation des expositions et des risques :</p> <ul style="list-style-type: none"> • pour le débit des gaz : car les flux de polluants modélisés seront établis à partir des concentrations fixées (Valeurs Limites d'Émission – VLE) multipliées par le débit des gaz émis : la borne supérieure du débit correspond à un flux de polluants maximal ; • pour la température : comme expliqué dans l'Annexe 16 de modélisation des émissions atmosphériques p 30, étude de sensibilité à l'appui. 	<p>Défauts de lisibilité seule.</p>
<p>L'ammoniac a été omis dans le Tableau 43 p 219 "<i>valeurs limites de rejets atmosphériques</i>". Cela reste sans incidence, la non-pertinence de ce composant pour l'étude étant dûment explicitée p 322.</p>	<p>Défaut de lisibilité seule.</p>

A différents endroits de l'étude, des concentrations, flux et doses de mercure inorganique et de mercure organique sont désignés comme des concentrations flux et doses de dichlorure de mercure HgCl₂ et de méthylmercure MeHg (HgCH₃). Par exemple :

- Au niveau des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) dans l'Annexe 31 et dans le Tableau 82 p 350-351, avec par ex. la notation "*Mercuré inorganique (dichlorure de mercure)*" ;
- Au niveau des concentrations et des flux à l'émission Tableau 93 p 368 ("*Mercuré inorganique (HgCl₂)*") ;
- Au niveau des concentrations modélisées dans l'air ambiant, Tableau 97 p 392 ("*HgCl₂*") et Annexe 16 p 62 ;
- Au niveau des Doses Journalières d'Exposition (DJE) p 432-436 ("*HgCl₂*").

A d'autres endroits, notamment au niveau des dépôts modélisés p 393 et des concentrations d'exposition p 430 et des Quotients de Danger (QD) calculés p 450-456, la notation "*Mercuré inorganique*" seule ou les notations précisées "*Hg sous forme HgCl₂*" et "*Hg sous forme MeHg*" sont utilisées.

De fait, ces dernières sont les notations correctes, aussi bien pour les VTR, les concentrations et flux à l'émission, que pour les concentrations dans l'air et les DJE et QD modélisés. En effet, les référentiels et donnés d'entrée pour l'une ou l'autre forme se rapportent tous à la quantité de mercure Hg :

- Valeur Limite d'Emission (VLE) : « *Mercuré et ses composés, exprimés en mercure (Hg)* » (Annexe 1 de l'Arrêté du 20 Septembre 2002)
- Facteurs de transformation du mercure absorbé en méthylmercure dans les sols, les plantes et les animaux, p 325 de l'ERS d'après INERIS (2001b) : « *une faible proportion de mercure passe sous forme organique (...)* » avec des « *proportions recommandées* » se rapportant à l'élément mercure.
- Valeurs Toxicologiques de Référence :
 - Mercuré inorganique: « *0.03 µg Hg/ m³* » dans le document source de l'OEHHA pour l'inhalation (2008-2014, p 394 ; la VTR s'applique au mercure Hg⁰ et « *aux composés inorganiques du mercure* » p 3) ; notation correspondante "*Mercuré inorganique*" dans le tableau des "*VTR construites et choisies par l'Anses*" de l'ANSES (2021)
 - Méthylmercure : « *Dose Hebdomadaire Tolérable de 1,3 µg/kg p.c., exprimée en mercure* » dans le document source du JEFSA (2012-2018 ; p 1).

Ces expressions " rapportées au mercure" dispensent de conversions entre les différentes formes de mercure. De ce fait, les unités utilisées dans l'étude correspondent *de facto* entre elles, les valeurs communiquées sont correctes rapportées à la quantité de mercure, et les imprécisions relevées ici ne posent *in fine* qu'un problème de lisibilité.

Problème de lisibilité et de justification, sans impact sur les risques calculés.

3.2 INVENTAIRE DES SUBSTANCES EMISES

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Le Livre C rapporte p 324-325 une analyse statistique de la FNADE citée par l'ASTEE (2003) sur des concentrations de polluants métalliques mesurés en 1999 et 2000 en sortie d'incinérateurs d'ordures ménagères.</p> <p>Ce passage omet :</p> <ul style="list-style-type: none">• de signaler que les métaux cités sont une sélection effectuée par l'ASTEE, ce qui explique que la somme des pourcentages affectés à ces métaux est inférieure à 100%,• de citer la réserve de l'ASTEE quant à l'utilisation de ces données pour un incinérateur particulier: « <i>Dans ce cas, une étude de sensibilité s'avèrera nécessaire et éventuellement une vérification des hypothèses au moment de la mise en service.</i> » <p>Ces omissions nuisent quelque peu à la compréhension des données avancées et donc à la lisibilité de l'étude, mais n'impactent pas la validité des résultats de celle-ci :</p> <ul style="list-style-type: none">• ces données ASTEE ne seront pas utilisées pour le choix de la répartition des concentrations entre les différents métaux pour l'ERS ;• le manganèse est bien intégré aux programmes de surveillance des émissions et de l'environnement autour du site.	Défaut de lisibilité seule.

<p>Les informations sur les émissions de métaux reprises du rapport RECORD (2003) dans le Livre C p 324 sont des minima et maxima de concentrations mesurées dans les poussières émises, sans indication de valeurs moyennes ou médianes.</p> <p>De telles données sont difficilement représentatives en termes de proportions entre métaux émis : elles sont fortement sensibles à des cas extrêmes et –pour les minima- à une troncature par les limites de quantification.</p> <p>De fait, l'étude RECORD (p 27 et Annexe 3) utilise d'autres données pour son choix de répartition entre les métaux retenus comme traceurs de risque: une distribution de médianes de concentrations à l'émission reprise d'un rapport de l'US EPA de 1999, dont l'étude RECORD retient une borne haute approximative. Ces bornes hautes de valeurs médianes sont <i>a priori</i> davantage représentatives de valeurs "normales" que des valeurs extrêmes mesurées.</p> <p>L'omission de ces informations dans le Livre C reste sans impact sur la suite de l'étude CAPSE : les données RECORD ne sont pas utilisées pour le choix de la répartition des concentrations entre les différents métaux pour l'ERS.</p> <p>Seule une fraction des informations de la source US EPA (1999) est présentée en Annexe 3 du rapport RECORD, à savoir des graphes de distribution de valeurs médianes pour l'arsenic et le plomb. Cette source US EPA, 1999 n'a pas pu être retrouvée dans le cadre de la présente analyse critique. En revanche, une version projet (<i>Draft</i>) de 1996 (US EPA, 1996) a pu être trouvée. Elle présente des statistiques de concentrations à l'émission pour divers métaux en sortie d'incinérateurs de déchets dangereux aux Etats-Unis, avec moyennes et médianes par métal, notamment pour des métaux (antimoine, argent, baryum, béryllium, sélénium) non documentés par les sources françaises plus récentes rapportées dans le Livre C (OMINEA, ASTEE). Le statut de draft du rapport US EPA ne paraît pas susceptible d'affecter la qualité des données rapportées, s'agissant juste de statistiques de données collectées. Pour établir des proportions entre métaux à l'émission, ces données seraient donc à privilégier devant les concentrations maximales dans les poussières rapportées par RECORD (2003). Après vérification (cf. Annexe 4 du présent avis), il s'avère que la non-prise en compte de cette source disponible reste sans impact sur la validité des résultats, sinon éventuellement dans un sens légèrement conservatoire, ou sur l'appréciation finale des risques.</p> <p>En outre, la limitation aux données présentées par RECORD, ASTEE et OMINEA peut être considérée comme proportionnée au regard des pratiques courantes en ERS, de la taille de l'incinérateur projeté par ProMed et de la (faible) pertinence attendue des données anciennes et américaines de l'US EPA, 1996.</p>	<p>Défaut de lisibilité et de justification, sans impact notable sur la validité des résultats.</p> <p>Approche toutefois proportionnée.</p>
<p>Le Livre C rapporte que d'après l'ASTEE, « <i>le ratio chrome VI / chrome total serait compris entre 0,07 et 0,1</i> » et retient par prudence la borne haute de cet intervalle. Le rapport ASTEE ne donne pas l'origine de cette estimation. L'inventaire des émissions en métaux du Draft de l'US EPA (1996) présente quant à lui un ratio de 0,12 au niveau des valeurs médianes, soit une valeur légèrement supérieure au maximum donné par l'ASTEE.</p> <p>Un tel écart reste mineur au regard des incertitudes sur les teneurs à l'émission et est sans impact sur l'appréciation finale des risques. En outre, les données de l'US EPA des années 1980-1990 —et avec elles le ratio de 0,12- ne peuvent être qu'indicatives des émissions de l'incinérateur ProMed projeté.</p> <p>En outre, la concentration en chrome total finalement retenue pour l'ERS est quelque peu majorée (0,086 µg/Nm³ au lieu de 0,077 µg/Nm³, soit une augmentation de 12% : cf. Annexe 4) du fait d'une part de la limitation à cinq traceurs de risque de la famille des 9 métaux auxquels s'applique la VLE, et d'autre part de la répartition de la totalité de la VLE "9 métaux" sur ces cinq traceurs de risque : chaque métal retenu comme traceur se voit allouer une part légèrement plus importante de la VLE. Or, c'est sur cette concentration en chrome total qu'est appliqué dans l'étude le ratio de 0,1 pour déterminer la concentration en chrome VI. L'impact du choix du ratio 0,1 se réduirait donc au plus à une sous-estimation des concentrations en chrome VI de l'ordre de 8% par rapport à l'application du ratio 0,12 de l'US EPA (1996).</p> <p>Aussi le choix de retenir le ratio de 0,1 paraît-il proportionné.</p>	<p>Défaut de lisibilité seule.</p>

Le Livre C présente dans le chapitre 5.7.2.4 d'inventaire détaillé des émissions, pp 322-327, des données sur les émissions de métaux d'après différentes sources documentaires (RECORD, ASTEE, OMINEA). Les composés et les paramètres renseignés varient suivant la source, ainsi que les proportions entre métaux.

Les sources et l'origine des données sont dûment présentées, mais la pertinence de ces différentes données pour l'étude n'est pas discutée. Il n'est pas proposé de récapitulatif comparatif des proportions entre métaux suivant les différentes sources, ni en conclusion de "meilleure estimation" des facteurs d'émission des différents métaux cités avec indication des niveaux de fiabilité associés.

Dans la suite dans l'étude, seules les informations de la base OMINEA (et le ratio chrome total / chrome VI du rapport ASTEE) seront utilisées, sans explication quant à la non prise en compte des données RECORD et ASTEE rapportées. Les métaux autres que les huit documentés par la base OMINEA sont *de facto* écartés de l'étude, et ce sans application des critères de présélection (§ 5.7.3 : quantités émises très faibles, absence de point d'attention particulier telle qu'une toxicité extrême) ni des critères de sélection des traceurs de risque lorsque cela eût été possible (§ 5.7.5 : calcul d'indices de hiérarchisation). Cela concerne notamment les métaux suivants :

- cobalt, manganèse, vanadium, thallium et antimoine, pourtant réglementés dans l'arrêté de Septembre 2002. Ces métaux sont toutefois représentés en concentrations à travers les traceurs de risque retenus.
- argent, baryum, béryllium, sélénium, tellure, étain. Le béryllium notamment s'avère présenter la toxicité à seuil par inhalation la plus élevée parmi les métaux considérés (cf. Annexe 4 du présent document et Annexe 38 du DDAE). Les concentrations de ces métaux ne sont pas intégrées à l'ERS à travers les traceurs de risque retenus.

Pourtant, s'il paraît effectivement justifié de privilégier la base de données française et actuelle OMINEA, la pertinence des données de RECORD et d'ASTEE ne paraît pas significativement moindre que celle des teneurs à l'émission utilisées dans l'ERS pour les substances organiques, à savoir des valeurs au 95^{ème} centile sur des installations diverses incinérant des déchets dangereux aux Etats-Unis dans les années 1980. La non-présélection des données correspondantes ne paraît donc pas justifiée, un contrôle selon les critères de présélection au chapitre 5.7.3 et/ou une intégration aux calculs d'indices de hiérarchisation au chapitre 5.7.5 aurait été nécessaire.

Le zinc dispose d'un facteur d'émission dans la base OMINEA, sa fonction d'oligo-élément pour l'homme et son retrait passé des substances réglementées sont signalés (p 362). Son absence de l'étape de sélection des traceurs via les indices de hiérarchisation n'est ni signalée, ni expliquée¹. Pourtant, ce métal présente à lui seul un niveau d'émission plus de deux fois supérieur au cumul des cinq métaux de la liste réglementaire des "9 métaux" renseignés dans la base de données OMINEA (cf. Annexe 4) : il ne saurait être écarté dans l'étape de présélection, et aurait donc dû être intégré aux calculs d'indices de hiérarchisation au chapitre 5.7.5.

Après vérification (Annexe 4) intégrant en source supplémentaire les données statistiques américaines de l'US EPA 1996 plus pertinentes que les données RECORD rapportées dans le chapitre 5.7.2.4 du Livre C, il s'avère que ces lacunes restent sans impact sur la validité des résultats, sinon éventuellement dans un sens légèrement conservatoire, ou sur l'appréciation finale des risques.

Problème de lisibilité et de justification, sans impact sur la validité des résultats.

¹ hormis la mention erronée d'absence de données pour ce métal chapitre 5.7.3 de pré-sélection de potentiels traceurs de risques, p 343.

<p>La limitation -relative- des concentrations en arsenic dans les déchets en entrée (Teneur en As + Hg + TI +Cd < 0,3% : Livre C p 319) n'est pas prise en compte dans l'inventaire quantitatif des émissions en métaux (§ 5.7.2.4) puis dans le choix des traceurs de risque et des proportions de la VLE allouées à chaque métal (§ 5.7.5). Cela n'est pas explicité ni discuté dans le Livre C.</p> <p>Il s'avère que l'arsenic présente des toxicités élevées suivant les différentes voies par rapport à la plupart des métaux, et contribue significativement aux indices de hiérarchisation des risques pour les métaux et aux niveaux de risques calculés in fine. Aussi ce choix s'avère-t-il plutôt prudent. Une estimation quantitative du niveau associé de surestimation des risques paraît hors de portée, faute d'informations sur les concentrations en arsenic dans les déchets pour lesquelles on dispose de données à l'émission, et de règle de corrélation entre concentrations en entrée dans les déchets et concentrations en sortie dans les émissions.</p>	<p>Léger défaut de lisibilité seule.</p> <p>Approche prudente, optimale au regard des données disponibles.</p>
<p>Pour le cobalt, inclus dans la liste réglementaire des "9 métaux", le Livre C signale l'absence de données d'émission parmi les sources consultées et la toxicité très élevée (§ 5.7.2.4., § 5.7.3², § 5.7.5.3). Faute de données d'émission, le cobalt n'est pas intégré aux calculs d'indices de hiérarchisation du chapitre 5.7.5, qui renvoie pour ce métal à la surveillance ultérieure de l'installation en fonctionnement.</p> <p>Le chapitre 5.7.5.3 précise que les informations fournies « <i>indiquent que le cobalt sera valablement "couvert" en termes de risque avec la sélection des métaux in-fine retenus, qui comprendra les composés les plus toxiques de la liste des 9 métaux prévu par l'arrêté du 20 septembre 2002, à des concentrations certainement surestimées</i> ». Cette "couverture" par les métaux retenus paraît à ce stade insuffisamment justifiée, du fait de la toxicité très élevée du cobalt, notamment pour les effets sans seuil par inhalation (deuxième position derrière le chrome VI ; environ 30 fois plus élevée que celle du nickel et du plomb).</p> <p>Pour les effets sans seuil par inhalation, le chapitre 5.7.5.3 précise : « <i>Le cobalt n'étant pas un métal d'usage courant, nous pouvons appliquer le facteur d'émission du nickel. L'indice trouvé est de 1,14. En étudiant les trois métaux (plomb, nickel et arsenic) nous couvrons les risques sanitaires de l'ensemble des métaux pour les effets sans seuil par inhalation</i> ».</p> <p>L'indice de hiérarchisation indiqué de 1,14 serait deux ordres de grandeur supérieur au cumul des indices calculés pour les métaux sélectionnés comme traceurs de risque, et indiquerait plutôt une non-couverture des risques liés au cobalt par ces métaux.</p> <p>Après vérification, l'indice de hiérarchisation correspondant à un facteur d'émission du cobalt égal à celui du nickel, serait environ 45 fois celui du nickel³, soit 0,034. Cet indice serait toujours trois fois supérieur au cumul des indices calculés pour les métaux sélectionnés comme traceurs de risque. Il impliquerait <i>in fine</i> des Excès de Risque Globaux (ERG, Tableau 151 p 486) sensiblement accrus, supérieurs à $9 \cdot 10^{-6}$ pour le scénario 2.b (Habitation n°9), presque au niveau limite de référence de 10^{-5}.</p> <p>Un affinage de l'analyse, notamment au moyen d'une donnée -ici à caractère indicatif- du BREF incinération cité dans l'étude (JRC, 2019) permet de préciser les enjeux : le cobalt est attendu comme un composé important potentiel en termes de risques sans seuils par inhalation (exclusivement), mais à un niveau n'impactant pas l'appréciation des risques (+40% environ sur les métaux, soit +10% pour le niveau de risque global : cf. Annexe 4, et Tableau 1 p 32 et Tableau 2 p 33 ci-dessous). L'intégration (prévue) de ce métal à la surveillance des émissions sera essentielle. Il importera d'interpréter les niveaux d'émission du cobalt ainsi mesurés suivant la démarche suivie dans l'ERS : sélection ou non comme traceur de risque d'après les indices de hiérarchisation, puis éventuellement calculs de risque, en particulier pour les effets sans seuil par inhalation (en première approche, la dispersion atmosphérique pourra être extrapolée à partir des autres métaux).</p>	<p>Problème de lisibilité et de justification.</p>

² Pour les effets sans seuil par inhalation, parmi les métaux étudiés, seul le Cr VI, et non l'arsenic comme indiqué au chapitre 5.7.3, présente une toxicité plus élevée.

³ Du fait d'un Excès de Risque Unitaire (ERU) du cobalt de $7,7 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$, 45 fois plus élevée que l'ERU par inhalation du nickel retenu dans l'étude de $0,17 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$.

<p>Le Livre C cite p 328 une phrase d'un rapport INERIS (2003c) d'évaluation d'une centrale thermique au charbon : "<i>« D'après ce document, seule une partie du mercure émis dans l'atmosphère se dépose à courte distance (cette fraction est estimée à 48% de la quantité émise). Ce mercure en grande partie sous forme vapeur se présente sous la forme de HgII [HgCl₂]. Une fois déposée, une faible proportion de mercure passe sous forme organique dans le sol [méthylmercure]»</i>".</p> <p>La mention dans cette citation de mercure sous la forme de HgCl₂ « <i>en grande partie sous forme vapeur</i> » pourrait paraître incompatible avec le choix effectué dans la suite de l'ERS de modéliser le mercure inorganique sous forme HgCl₂ particulaire. Ce point n'est pas commenté dans le Livre C.</p> <p>Le guide métrologique de l'INERIS (2016b, p 45) qualifie les composés inorganiques du mercure comme « <i>très peu volatils</i> » et décrit la transformation du mercure métal en mercure inorganique dans les précipitations, et poursuit : « <i>puis Hg²⁺, sous forme aqueuse ou adsorbée sur des particules, se dépose dans l'environnement terrestre et aquatique</i> ». Au regard de ces informations notamment, il semble que la « <i>forme vapeur</i> » du mercure HgCl₂ dans le rapport INERIS 2001 se rapporte à l'émission. A température ambiante, une part importante du mercure inorganique émis, et notamment de la part donnant lieu à un dépôt au sol, est attendue sous forme particulaire⁴. La forme gazeuse du mercure étant couverte dans l'ERS par la forme métallique Hg⁰, il est pertinent de couvrir la part particulaire avec la forme HgCl₂, comme pratiqué dans l'ERS.</p>	<p>Défaut de lisibilité seule.</p>
--	------------------------------------

⁴ Une recherche rapide n'a pas permis de relever de répartition entre fraction particulaire et fraction gazeuse de HgCl₂ à température ambiante. La répartition « *de l'ordre de 50/50* » entre mercure gazeux et mercure particulaire « *dans le cas de la proximité d'une source (<100m) émettrice de mercure* » donnée par un rapport INERIS (2002) et reprise p 328 du Livre C inclut le mercure présent en bruit de fond dans l'air ambiant, à 90% gazeux d'après cette même source. Elle ne s'applique pas en sortie de cheminée, contrairement à la conclusion proposée au bas de la p 328, ni au mercure émis par l'installation après mélange dans l'air. Tout au plus peut-on en déduire que la proportion gazeux / particulaire pour le mercure émis par l'installation après mélange dans l'air est inférieure à 50%.

<p>Les informations disponibles quant aux niveaux d'émission des composés organiques sont reportés dans le Tableau 71 p 333 à partir du rapport RECORD (2003) et de la source première (Dempsey et Oppelt, 1993).</p> <p>Le contexte et le contenu de ce Tableau 71 sont présentés de façon complète et fidèle, citation de la source première à l'appui.</p> <p>Ce tableau et sa discussion dans le Livre C appellent toutefois trois commentaires, pour une meilleure lisibilité de l'étude et notamment des proportions entre composés organiques mentionnées par la suite :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les pourcentages affichés dans ce tableau portent sur des teneurs au 95^{ème} centile⁵, fortement sensibles à des cas extrêmes. Des pourcentages sur des teneurs médianes auraient été nettement plus représentatifs de proportions usuelles, donc <i>a priori</i> plus proches des proportions attendues sur l'incinérateur ProMed (nonobstant les différences d'époques, de régions, d'équipements). Ce point apporte une justification supplémentaire importante au choix de Capse de considérer ces pourcentages uniquement comme des ordres de grandeur. • Le formaldéhyde fait partie des déchets entrants de l'incinérateur ("formol" dans le chapitre sur la dangerosité des déchets du Livre B). Son ajout au bilan de l'incinération de déchets dangereux dans l'article d'origine de 1993 peut être pertinent pour le cas ProMed. Ce point justifie le choix de l'étude de retenir par la suite ce composé dans la présélection des traceurs de risque potentiels. • Les proportions en C1 (méthane) et C2 (éthane) dans le bilan de Dempsey et Oppelt (1993) sont signalées p 334 du Livre C comme surestimées. Une explication <i>a priori</i> pertinente est fournie. Cette appréciation est toutefois infirmée par les données OMINEA rapportées (mais non commentées) dans le Tableau 72 p 335 ("<i>facteur d'émission pour les COVNM</i>") : d'après ces données, le méthane représente de l'ordre de 55% des émissions organiques⁶ (14,1 mg/kg_{déchet} sur environ 25,1 mg/ kg_{déchet}), contre 24,1 % (pourcentage sur les 95^{èmes} centiles) dans le bilan de Dempsey et Oppelt. 	<p>Défauts de lisibilité seule.</p>
<p>Pour les facteurs d'émission des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), le Livre C reproduit le tableau EMEP des facteurs d'émissions pour la catégorie 6.C.b - Incinération des déchets industriels (Tableau 73 p 336), au lieu du Tableau EMEP pour la catégorie 5.c.1.b.ii - Incinération de déchets dangereux, catégorie retenue dans l'étude pour les données de la base de données OMINEA pour d'autres (familles de) substances.</p> <p>Après vérification, il s'avère que ce sont toutefois bien les données sur les HAP du Tableau EMEP pour la catégorie 5.c.1.b.ii qui sont utilisées par la suite, notamment le facteur d'émission au 95^{ème} centile de 60 mg / t_{déchet} utilisé dans l'ERS, et non la valeur de 100 mg / t_{déchet} reportée dans le Tableau 73.</p>	<p>Défaut de lisibilité et de justification.</p>

⁵ Comme dûment indiqué en introduction du tableau, et non des valeurs maximales comme suggéré dans le titre du Tableau 71 p 333 avec la mention répétée "*pire des cas*" / "*pire scénario*" et p 344 (§ 5.7.3 - Présélection de potentiels traceurs de risque) avec la mention d'émissions "maximales".

⁶ Emissions organiques : émissions cumulées du méthane et des COVNM (Composés Organiques Volatils Non Méthaniques), qui représentent d'après le bilan de Dempsey et Oppelt (1993) l'essentiel des émissions organiques. Les COVNM représentent 11 mg/kg_{déchet} et non 11 mg/Mg_{déchet} comme indiqué par erreur dans le Tableau 72 p 335.

<p>Comme indiqué dans l'inventaire des émissions du Livre C, les facteurs d'émission donnés pour quatre HAP par EMEP et OMINEA sont très anciens, issus de Wild, 1995. La consultation de cette référence indique que les données d'origine sont encore largement antérieures (années 1970) et américaines.</p> <p>Le BREF Incinération cité dans le Livre C rapporte (JRC, 2019, p 213 et p 701-702) des concentrations à l'émission en HAP actuelles (source 2016) mesurées sur des incinérateurs européens de déchets principalement dangereux, eux-mêmes de construction récente ou ancienne (certains antérieurs à 2006). Il s'agit de moyennes par incinérateur :</p> <ul style="list-style-type: none"> • HAP : de 0,003 µg/Nm³ à 21 µg/Nm³ sur 9 installations, 8 sur 9 en dessous de 5 µg/Nm³, médiane vers 0,5 µg/Nm³. • BaP : sur 13 installations, 11 installations sous 0,025 µg/Nm³, et 3 installations entre 0,2 et 0,3 µg/Nm³. <p>Les facteurs d'émission EMEP/OMINEA de 20 et 60 mg / t_{déchet} (médiane et 95^{ème} centile) correspondent pour le site ProMed tel que défini dans le Livre C à des concentrations à l'émission de 0,9 et 2,8 µg/Nm³. En outre, à l'exception du Dibenzo(a,h)anthracène qui présente la même toxicité que le BaP pour les effets cancérigènes, le BaP est plus toxique, d'un facteur 10 ou davantage⁷, que les autres HAP lourds inclus⁸ dans la concentration médiane de 0,5 µg/Nm³ relevée sur les incinérateurs européens. Au vu des données du BREF, la concentration à l'émission de 2,8 µg/Nm³ finalement retenue dans les calculs de risque pour le BaP en tant que représentant des HAP lourds, apparaît donc sur-conservatoire de plus d'un ordre de grandeur⁹. Cela confirme l'appréciation (p 337 du Livre C) d'une surestimation des émissions d'un facteur 12 pour le BaP en tant que représentant des quatre HAP lourds de la base OMINEA.</p> <p>Toutefois, le BaP représente également d'autres Polluants Organiques Persistants (POP). Ce point est précisé au § 3.5 ci-dessous.</p>	<p>Défaut de justification.</p> <p>ERS sur-conservatoire de plus d'un ordre de grandeur pour le BaP en tant que représentant des HAP lourds (point précisé au § 3.5 sur l'ensemble des POP).</p>
--	--

3.3 PRE-SELECTION DE TRACEURS DE RISQUES POTENTIELS

Remarque	Impact sur l'étude
<p>L'étape de pré-sélection de potentiels traceurs de risques menée pp 343-345 n'est pas explicitement prévue dans les guides pour l'ERS pris en référence dans l'étude (INERIS, 2003a et INERIS, 2013).</p> <p>Elle paraît toutefois conforme au principe de proportionnalité. Les critères de présélection retenus apparaissent pertinents.</p> <p>Un récapitulatif nominatif des substances effectivement pré-sélectionnées faciliterait toutefois la lisibilité de ce chapitre.</p>	<p>Approche valide et globalement transparente.</p> <p>Un défaut de lisibilité.</p>

⁷ Les HAP autres que le Dibenzo(a,h)anthracène soit ne disposent pas de VTR, soit présentent des VTR au moins 10 fois moins strictes que celles du BaP. Source : Portail substances Chimiques de l'INERIS, ou fiche toxicologique HAP de l'INERIS (2020).

⁸ Le BREF ne précise pas si les mesures de HAP rapportées portent sur les 16 HAP y compris des HAP semi-volatils tels que le naphtalène ou uniquement sur des HAP lourds. Le texte du BREF regroupe HAP, dioxines/furannes et Polychlorobiphényles (PCB) comme ayant des comportements similaires, ce qui suggère que les HAP considérés sont essentiellement des HAP lourds.

⁹ Facteur 28 en comptant 0,025 µg/Nm³ de BaP, la même concentration de Dibenzo(a,h)anthracène, et la médiane de 0,5 µg/Nm³ d'autres HAP multipliée par un Facteur d'Equivalence Toxique maximal de 0,1 : soit un total de 0,1 µg/Nm³ d'équivalent BaP.

<p>Le Livre C indique p 315 : « <i>Les substances nommément visées par l'arrêté du 20 septembre 2002 pour lesquelles on dispose de données quantitatives ne sont pas concernées par cette étape de pré-sélection</i> ».</p> <p>Cette disposition n'est pas appliquée pour une partie des substances métalliques : pour le manganèse et l'antimoine par ex., l'étude rapporte des données quantitatives exploitables (quoique de moindre qualité que les données OMINEA utilisées), mais ces substances ne sont pas retenues dans l'étape de présélection.</p> <p>Après vérification (§ 3.2 ci-dessus et Annexe 4), il s'avère que cette omission n'affecte pas la validité des résultats de l'étude.</p>	<p>Défaut de lisibilité seule à ce stade.</p>
<p>Le Livre C indique p 344 ne pas retenir dans la pré-sélection de potentiels traceurs de risques « <i>les substances organiques à partir de la 9^{ème} position</i> » du Tableau 71 p 333. Le naphthalène est retenu dans cette étape bien que au-delà de cette neuvième position. Le BaP est également retenu dans cette étape, en tant que substance « <i>connue comme particulièrement toxique et faisant l'objet d'une attention particulière de la part des populations</i> ».</p> <p>Plus loin dans l'étude, p 359-360 et p 380, ces deux substances seront désignées comme les représentants (et traceurs de risque) pour les Composés Organiques Semi-Volatils (COSV) et les Polluants Organiques Persistants (POP) respectivement. Suivant la logique appliquée par la suite de traiter séparément les différentes familles de substances (par ex. volatils, semi-volatils, et non-volatils / persistants), il aurait été cohérent de pré-sélectionner dans cette étape les COSV et POP présentant des niveaux d'émission supérieurs ou peu inférieurs aux niveaux du naphthalène et du BaP respectivement dans le Tableau 71 p 333. Notamment, le naphthalène y est dépassé par le chlorobenzène et le 2,4,5-trichlorophénol; le premier HAP lourd, le benzo(a)anthracène, y est dépassé par le pentachlorophénol (PCP) et l'hexachlorobenzène (HCB). Une conversion telle que pratiquée dans le Chapitre 5.7.5 (à partir des facteurs d'émission OMINEA des COVNM) permettrait d'intégrer également les facteurs d'émission des 4 HAP dont le BaP de la fiche EMEP dans cette comparaison entre 95^{èmes} centiles des concentrations à l'émission du Tableau 71.</p> <p>Après vérification (cf. § 3.5 ci-dessous), il s'avère que la sélection finale du naphthalène et du BaP comme traceurs de risque respectivement pour les COSV et les POP hors PCDD/F, avec les taux d'émission associés dans l'ERS, sera bien conservatoire.</p>	<p>Défaut de justification seule.</p>

3.4 CARACTERISATION DE LA TOXICITE DES SUBSTANCES PRE-SELECTIONNEES

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Le Livre C présente dûment (p 345 et suivantes) les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR), leur construction et les facteurs d'incertitude associés, ainsi que la méthodologie de choix entre des VTR élaborées par différents organismes.</p> <p>En revanche, les incertitudes liées au choix des VTR entre différents organismes sources ou entre expertises collectives, et l'impact potentiel de ces incertitudes sur les niveaux de risque calculés et leur appréciation, ne sont pas discutés.</p> <p>Une consultation rapide du Portail Substances Chimiques de l'INERIS met en évidence des écarts entre VTR :</p> <ul style="list-style-type: none"> • pouvant rester limités, comme pour la VTR par inhalation pour les effets sans seuil du nickel discutée ci-après : écart de 50% ; • ou pouvant dépasser un ordre de grandeur. Par exemple, pour les effets sans seuil par inhalation de l'Arsenic, la VTR retenue pour l'étude, construite par la TCEQ en 2012 (<i>Texas Commission on Environmental Quality</i>) et retenue par l'ANSES en 2015, $0,15 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$, est environ 30 fois plus faible (moins protectrice) que la valeur de l'US EPA de $4,3 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ retenue par une expertise collective de 2010 pilotée par l'INERIS. Inversement, pour les effets à seuil par inhalation du nickel, la VTR de $0,09 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ retenue pour l'étude, construite par l'ATSDR en 2005 et retenue par une expertise collective de 2017 pilotée par l'INERIS, est environ 2,5 fois plus faible (plus protectrice) que la valeur TCEQ, 2012 de $0,23 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ retenue par l'ANSES en 2015 (mais également 6-7 fois plus élevée (moins protectrice) que la valeur OEHHA, 2012). <p>Après vérification, l'essentiel de ces incertitudes (dont le facteur 30 sur l'arsenic pour les effets sans seuil par inhalation) s'avère sans impact sur l'appréciation du risque par rapport aux niveaux de référence, compte tenu de l'écart entre les niveaux de risque calculés et les niveaux de référence. La démarche retenue de choix des VTR privilégie les VTR les plus pénalisantes (à réputation équivalente des institutions ayant élaboré les VTR). Un impact n'est pour autant pas exclu <i>a priori</i>, mais resterait sans conséquence pratique : les VTR sélectionnées suivant la démarche de la Direction Générale de la Santé métropolitaine (DGS) ont une valeur quasi-conventionnelle dans l'ERS.</p>	<p>Problème de lisibilité seule.</p>

Quelques VTR sont choisies ou reportées de façon erronée ou incomplète dans le tableau de l'Annexe 31 (Synthèse des caractéristiques des substances) et/ou les Tableaux 82 et 83 pp 350-355 :

- VTR par ingestion pour les effets à seuil des PCDD/F : les valeurs indiquées en Annexe 31 correspondent à des µg/kg/semaine et non à des mg/kg/semaine. Après vérification, il s'avère que ce sont les valeurs correctes qui sont reprises dans le Tableau 82, p 352 et dans les calculs de risque.
- VTR par ingestion pour les effets à seuil du zinc : cette VTR est reportée par erreur dans le Tableau 83 des VTR pour les effets sans seuil (p 355) au lieu du Tableau 84 des VTR pour les effets à seuil. Cette VTR n'est pas utilisée par la suite.
- VTR par ingestion pour les effets à seuil du vanadium : en l'absence de valeur non provisoire pour les effets chroniques, la valeur de l'ATSDR (2012 : 0,01 mg/kg) pour les effets sub-chroniques devrait être considérée. Cela reste sans impact sur l'ERS en l'absence de quantification des émissions du vanadium.
- VTR par inhalation pour les effets sans seuil du 1,2-dichloroéthane : 3 E-03 au lieu de 3,4 E-03 (mg/m³)⁻¹, dans la seule Annexe 31. La valeur indiquée et utilisée dans le Livre C est correcte.
- VTR par ingestion pour les effets sans seuil du dichlorométhane : la valeur portée en Annexe 31 est omise dans le Tableau 83, puis dans la sélection des traceurs de risque (§ 5.7.5, tableau 88 p 360). Cela reste sans impact sur la sélection du traceur de risque pour les COV : après vérification, il s'avère que le paramètre "Emission x Toxicité" pour le dichlorométhane se situe à environ 5 % de celui du benzène. Comme le dichlorométhane présente une moindre toxicité sans seuil par inhalation que le benzène, son remplacement à teneur constante par le benzène dans l'ERS est (sur-)conservatoire.

Défauts d'affichage sans impact sur les niveaux de risque calculés.

<p>La VTR par inhalation pour les effets sans seuil du nickel est donnée à 0,26 (mg/m³)⁻¹ dans l'Annexe 31 (valeur OEHHA 2011, choix INERIS 2017) mais à 0,17 (mg/m³)⁻¹ dans le Tableau 83 p 354-355 (valeur TCEQ 2011, choix ANSES non daté).</p> <p>De fait, le choix ANSES date de 2015 (ANSES, 2021). L'expertise collective INERIS est donc plus récente. La logique de la Note DGS de 2014 de retenir la valeur la plus récente à niveau d'institution égal conduirait à retenir le choix INERIS de 2017. D'autant plus ici que l'expertise collective <i>ad hoc</i> ayant conduit au choix est documentée (INERIS, 2018), au contraire du choix ANSES, réalisé à l'occasion d'une étude de risque particulière (ANSES, 2015) et reprenant la VTR d'un organisme (TCEQ) non listé parmi les organismes sources à considérer par la Note DGS de 2014. En outre, le choix INERIS est plus conservatoire que le choix ANSES. De fait, dans la même situation, c'est le choix INERIS qui est retenu dans l'ERS¹⁰ pour la VTR par inhalation pour les effets <u>à seuil</u> du nickel, plutôt que le choix ANSES.</p> <p>La préférence donnée au choix ANSES plutôt qu'au choix INERIS serait cohérente avec la citation de la Note DGS de 2014 dans le Livre C p 349 : « A défaut [de VTR construite par l'ANSES], si pour une substance une expertise nationale a été menée et a abouti à une sélection approfondie parmi les VTR disponibles, alors le prestataire devra retenir la VTR retenue par l'ANSES puis par l'INERIS, « sous réserve que cette expertise ait été réalisée postérieurement à la date de parution de la VTR la plus récente ».</p> <p>Cette citation est toutefois en partie inexacte : la Note DGS stipule : « (...) alors le prestataire devra retenir les VTR correspondantes » sans hiérarchiser entre une expertise nationale menée par l'INERIS et une expertise nationale menée par l'ANSES.</p> <p>Après vérification, il s'avère que ce sont les valeurs suivantes qui sont utilisées :</p> <ul style="list-style-type: none"> • valeur du choix INERIS dans l'Annexe 16 – Modélisation des émissions atmosphériques, pour déterminer l'échelle de représentation cartographique des concentrations dans l'air. Cette échelle est donc correcte. • valeur du choix ANSES dans le reste de l'ERS, y compris pour les calculs de risque. <p>Les niveaux de risque sans seuil par inhalation calculés pour le nickel sont donc sous estimés d'un facteur 0,26 / 0,17, soit de 53%. Cela impacte au second ordre l'Excès de Risque Individuel (ERI) total par inhalation, qui est dominé par le chrome VI et le benzène (cf. Tableau 1 p 32), et reste donc sans influence sur l'appréciation finale du risque.</p>	<p>Défaut de lisibilité et problème de validité sans influence notable sur les niveaux de risque.</p>
--	---

3.5 CHOIX DES TRACEURS DE RISQUE ET DES NIVEAUX D'EMISSION ASSOCIES

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Le chapitre 5.7.5 "<i>Choix des traceurs de risque</i>" applique le principe de hiérarchisation des substances par le critère "Emission x Toxicité", pour ne retenir que quelques substances qui "dominent largement" les niveaux de risque.</p> <p>En outre, la troisième composante du risque liée aux substances, la mobilité des substances entre milieux, est intégrée dans le choix en retenant au moins un traceur de risque par type de comportement (par ex. volatil, semi-volatil, lourd). Une vérification de cette composante est effectuée pour les métaux dans un tableau p 366-367.</p>	<p>Démarche valide et transparente.</p>

¹⁰ Y compris dans les fiches de calcul des risques, comme vérifié spécifiquement entre les Annexes 35 – Calcul des doses [et concentrations] d'exposition et 36 – Calcul des QD et ERI.

<p>En début du chapitre 5.7.5, l'étude affecte au benzène la totalité de la Valeur Limite d'Emission (VLE) pour les « <i>substances organiques à l'état de gaz ou de vapeurs</i> », soit 10 mg/m³.</p> <p>Toutefois, cette VLE est « <i>exprimée en carbone organique total</i> », c'est-à-dire en mg de carbone (C) par Nm³ d'air. La concentration en benzène correspondant à la totalité de la VLE est donc la VLE divisée par la fraction massique de carbone dans le benzène.</p> <p>Cette fraction massique est de 92%. La correction à apporter (à la hausse) sur la concentration en benzène à prendre en compte dans l'étude serait de 8%, ce qui reste mineur au regard des autres incertitudes et en tout état de cause sans impact sur l'appréciation du risque. Même, le degré de (sur-)couverture -en termes de risques- des COV ou de l'ensemble des « <i>substances organiques à l'état de gaz ou de vapeurs</i> » par le benzène dans l'ERS n'est aucunement affecté.</p>	<p>Défaut de justification seule.</p>
<p>Dans les Tableaux 85 à 88 pp 358-360 de hiérarchisation des substances organiques hors dioxines et furannes (PCDD/F), les pourcentages individuels de différents composés organiques dans le total des 95^{èmes} centiles des émissions organiques, issus des données US EPA rapportées par Dempsey et Oppelt, 1993 (Tableau 71 p 333), ont été traduits en facteurs d'émission par composé organique. Pour cela, ces pourcentages ont été appliqués au facteur d'émission des COVNM (Composés Organiques Volatils Non Méthaniques, 11 mg par kg de déchets incinérés) issu de la base de données française actuelle OMINEA. Cette conversion permet de comparer ces facteurs d'émission par composé organique avec celui retenu pour l'élaboration des indices de hiérarchisation (mais non pour l'ERS par la suite) pour les HAP assimilés au benzo(a)pyrène (0,02 mg de BaP par kg de déchets incinérés) issu de la base de données EMEP reprise par OMINEA.</p> <p>Cette approche apparaît effectivement pertinente pour cette comparaison compte tenu des données disponibles, et au-delà :</p> <ul style="list-style-type: none"> • des différences de qualité ou de pertinence des données entre les sources américaines des années 1990 (voire antérieures) d'une part, et les données françaises actuelles de l'OMINEA d'autre part, • des différences de méthodes d'analyse (analyse de pics individuels pour les données US EPA, analyse globale en équivalent carbone pour le paramètre COVNM (INERIS, 2011-2012). <p>Toutefois, le facteur d'émission de l'OMINEA concerne les seuls Composés Organiques <u>Volatils</u> d'une part, <u>Non Méthaniques</u> d'autre part. Les données US EPA de 1993 comprennent en revanche du méthane ("hydrocarbures C1", 24,5 %) et des composés semi-volatils ou non volatils (par ex. naphthalène, phénol, pentachlorophénol (PCP) et l'hexachlorobenzène (HCB) : quelques pourcents, fonction de la définition précise des COSV appliquée). Les seuls COVNM correspondent à environ 75% des émissions organiques des données US EPA de 1993 reportées dans le Tableau 71 p 333. Les pourcentages des composés individuels parmi les seuls COVNM sont donc les pourcentages indiqués dans ce tableau, divisés par environ 0,75, soit multipliés par 1,35 environ.</p> <p>Cette correction n'est pas appliquée dans les Tableaux 85 à 88 pp 358-360 de hiérarchisation des substances organiques hors PCDD/F : les taux d'émissions pour les composés hors BaP sont sous-estimés d'environ 35%. Cela est toutefois sans impact sur la hiérarchisation des substances, qui se joue en termes d'ordres de grandeur. En particulier, le représentant des COV retenu, le benzène, reste nettement en tête des différents COV testés dans ces tableaux de hiérarchisation des substances.</p>	<p>Défaut de justification.</p> <p>Pas d'impact notable sur la sélection des traceurs de risque ou sur les risques estimés.</p>

<p>La "capacité maximale" de l'incinérateur est signalée p 282 à 2707 t/an, soit 9,9 t/j. Une valeur plus précise de 9,95 t/j est prise en compte pour le calcul du taux d'émission des HAP représentés par le BaP.</p> <p>Cette capacité maximale est toutefois décrite p 282 et dans le Livre B pp 19-20 comme une projection à 10 ans. Le Livre B signale p 107 un gisement complémentaire « conséquent » de déchets dangereux « qui échappent à tout traitement du fait de l'absence de filière adaptée ». Il conclut ensuite : « Le modèle d'incinérateur choisi permettra à la Nouvelle-Calédonie de disposer d'un équipement capable de répondre aux attentes du marché demandeur de ce type d'installation. L'équipement retenu permettra de traiter le gisement actuel identifié et pourra absorber les évolutions futures, sa capacité maximale pouvant atteindre les 3744T/an ».</p> <p>Il n'apparaît pas dans le Livre C ou dans le Livre B d'engagement ferme, à reprendre comme prescription dans l'arrêté d'autorisation, sur une capacité maximale de 2707 t/an, par ex. en cas de collecte de déchets dangereux dépassant les prévisions et/ou au-delà de 10 ans.</p> <p>Si cette valeur de 2707 t/an est reprise comme capacité maximale dans l'arrêté d'autorisation, le tonnage journalier de 9,95 t/j appliqué (p 358) aux facteurs d'émission des HAP pour déterminer le flux de BaP à l'émission est valide. Dans le cas contraire, le tonnage journalier reste limité par la capacité intrinsèque de l'installation de 3744 t/an, soit 38% de plus que la capacité utilisée dans l'ERS. Les niveaux d'émission des HAP pourraient être augmentés d'autant à pleine capacité, dans une moindre mesure en moyenne sur la durée d'exploitation. C'est cette moyenne qui détermine les effets toxiques sans seuil et les effets toxiques à seuil pour les voies passant par une accumulation dans la durée des dépôts au sol.</p> <p>Un tel niveau de variation serait sans impact notable sur les niveaux globaux des risques, dans lesquels le BaP ne joue pas un rôle majeur (contribution inférieure à un dixième)</p>	<p>Défaut de justification.</p> <p>Pas d'impact notable sur les niveaux de risques estimés.</p>
<p>Dans le Tableau 86 p 359 de hiérarchisation des substances organiques pour les effets sans seuil par inhalation, la VTR inhalation pour les effets sans seuil du chloroforme est sous-estimée d'un facteur 1000 (sens non conservatoire) : $2,3.E-05 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ au lieu de $2,3.E-02 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$.</p> <p>Après correction, le facteur de hiérarchisation « Emission x VTR » serait de $4,3 E-04^{11}$. Ce facteur reste nettement inférieur (de trois quarts) à celui du benzène : le choix du polluant traceur n'est pas remis en cause. En outre, la VTR inhalation pour les effets sans seuil du chloroforme est inférieure à celle du benzène : le remplacement du chloroforme par le benzène dans l'évaluation des risques est conservatoire pour les effets sans seuil par inhalation.</p>	<p>Défaut de justification seule.</p>
<p>Dans le Tableau 87 p 359-360 de hiérarchisation des substances organiques pour les effets sans seuil par ingestion, outre le dichlorométhane mentionné plus haut (§ 3.4), le 1,2-dichloroéthane est omis.</p> <p>Après calcul, il s'avère que l'indice de hiérarchisation correspondant se situe à environ un quart de celui du benzène. Le 1,2-dichloroéthane présente une toxicité sans seuil par ingestion presque deux fois supérieure à celle du benzène, son remplacement à teneur constante par le benzène dans l'ERS ne serait donc pas (sur-)conservatoire. En revanche, le risque pour les effets sans seuil par ingestion pour le benzène s'avère <i>in fine</i> très mineur : inférieur à 1% du niveau de risque global calculé pour les effets sans seuil (cf. Tableau 1 p 32 de la présente annexe). En effet, ce risque est lié au seul transfert par absorption de vapeur par les plantes et par inhalation pour les volailles. Il en va de même pour les autres composés volatils, dont le 1,2-dichloroéthane.</p> <p>S'agissant d'une voie aussi mineure, la sélection du seul benzène parmi les COV apparaît proportionnée et donc pertinente.</p>	<p>Défaut de justification seule.</p>

¹¹ Hors la correction sur l'extrapolation en facteur d'émission depuis les COVNM (cf. troisième ligne du présent Chapitre 3.5).

Le principe de hiérarchisation des substances par l'indice de hiérarchisation "Emission x Toxicité" appliqué au Chapitre 5.7.5 revient à s'intéresser aux seules substances qui "dominent le risque". Le fondement de cette approche est que les substances non retenues seront mineures voire négligeables en termes de risque par rapport aux substances retenues, et ainsi sans impact notable sur les risques cumulés, et *a fortiori* sur l'appréciation finale des risques. Cette démarche est déclinée par famille de substances selon leur comportement.

De fait, pour les COV, les substances pré-sélectionnées mais non retenues *in fine* comme traceurs de risque présentent des indices de hiérarchisation inférieurs à 1/10 ème de celui du benzène, hormis -comme discuté ci-dessus- pour le dichlorométhane et le 1,2-dichloroéthane pour les effets sans seuil par ingestion, voie qui s'est avérée sans enjeu pour les COV, et le chloroforme pour les effets sans seuil par inhalation.

Pour les métaux, la démarche n'a pas été appliquée à plusieurs métaux pour lesquels on dispose de données d'émission, mais cette omission s'est avérée sans conséquence en termes de risques estimés (cf. § 3.2 ci-dessus et Annexe 4). Il en est de même pour les COSV et les Polluants Organiques Persistants (POP) représentés respectivement par le naphtalène et le BaP (cf. § 3.3 ci-dessus).

Ainsi, l'affirmation p 360 selon laquelle « *L'appréciation du ratio flux x toxicité confirme que le benzène et le benzo(a)pyrène couvrent l'ensemble des risques sanitaires de manière conservatoire pour les expositions par inhalation et par ingestion* » ne paraît pas suffisamment étayée pour le BaP vis-à-vis des POP. Il en est de même pour le naphtalène vis-à-vis des COSV : l'étude ne permet pas d'exclure que des substances non retenues de ces familles, individuellement ou ensemble, puissent représenter des niveaux de risque conséquents. D'autant que le naphtalène et le BaP ne sont pas en tête de leurs familles respectives dans le Tableau 71 p 333 : le naphtalène est dépassé en concentration au 95^{ème} centile par le chlorobenzène et le 2,4,5-trichlorophénol, et le premier HAP (le benzo(a)anthracène) par le pentachlorophénol (PCP) et l'hexachlorobenzène (HCB).

L'étude se prémunit toutefois par rapport à cette éventualité en retenant pour le traceur de chaque famille non pas son seul taux d'émission, mais le taux d'émission cumulé de l'ensemble des substances de la famille pour le benzène, dix fois le taux d'émission cumulé de l'ensemble des substances de la famille pour le naphtalène, et le 95^{ème} centile du facteur d'émission cumulé de quatre HAP lourds pour le BaP. Et ce avec comme traceur de risque pour chaque famille la substance la plus toxique ou presque (selon la voie d'exposition¹²) parmi les composants identifiés, tel que recommandé comme option très conservatoire dans le Guide ERS de l'INERIS (2003a).

De fait, après vérification (non présentée ici.), il s'avère que le benzène pour les COV, le naphtalène pour les COSV et le BaP pour les POP hors PCDD/F, avec leurs taux d'émission respectifs retenus pour l'ERS (respectivement 10 mg/Nm³, 1,1 mg/Nm³, et 60 mg / t_{déchets}) assurent, vis-à-vis des composants de leurs familles respectives (retenus ou non dans la phase de pré-sélection de l'ERS, § 3.3 ci-dessus)¹³ :

- des taux d'émission égaux (à 6 % près pour les COV) ou supérieurs à la somme des taux d'émission individuels ;
- et, plus important, des indices de hiérarchisation "Emission x Toxicité" supérieurs à la somme des produits individuels.

Cette vérification **confirme donc la validité de la pré-sélection puis de la sélection des traceurs de risque effectuées dans l'ERS.**

A noter que ce résultat serait obtenu sur le paramètre clé "Emission x Toxicité" pour des taux d'émission nettement inférieurs pour le benzène, le naphtalène et le BaP, d'un facteur 4 voire plus. Ce facteur 4 correspond au degré de surestimation du risque pour ces trois familles de polluants dans l'ERS, sous réserve de facteurs de transferts relativement homogènes au sein de chaque famille pour les voies concernées.

Validation *a posteriori* de la pré-sélection puis de la sélection des traceurs de risque effectuée dans l'ERS.

Léger défaut de justification notamment sur la toxicité du naphtalène.

Surestimation du risque de l'ordre d'un facteur 4 ou plus pour les COV, COSV et POP hors PCDD/F dans l'ERS, sous réserve de facteurs de transferts relativement proches au sein de chaque famille par les voies concernées.

¹² Pour les COV, outre le 1,2-dichloroéthane par ingestion pour les effets sans seuil, le bromométhane et le tétrachlorure de carbone présentent des VTR plus strictes que le benzène, respectivement par inhalation pour les effets à seuil (0,004 mg/m³ contre 0,01 mg/m³) et par ingestion pour les effets sans seuil (0,07 (mg/kg/j)⁻¹ contre 0,055 (mg/kg/j)⁻¹). Pour les COSV, contrairement à ce qui est indiqué p 359 le 1,2,4-trichlorobenzène et le 2,4-dichlorophénol présentent des

<p>Le Livre C justifie p 361 la non-sélection des dioxines et furanes bromés (PBDD/F) parmi les traceurs de risque en reprenant la citation d'une étude INERIS selon laquelle « <i>la prise en compte des émissions de PBDD-DF ne semble pas de nature à changer l'appréciation du risque autour des installations sauf si elle se surajoute dans une situation où les niveaux sont déjà proches des valeurs repères</i> » et ajoute que « <i>les dioxines présentent un niveau de risque moins important que pour les autres composés organiques retenus</i> ».</p> <p>Le premier argument n'est pas étayé par l'affichage des niveaux de risque atteints <i>in fine</i> dans l'ERS pour les dioxines et furanes.</p> <p>Le deuxième argument n'est pas étayé dans l'étude par la présentation d'indices de hiérarchisation des dioxines et furanes. Il s'avère en outre en contradiction avec les résultats de l'ERS, où les risques pour les effets à seuil sont précisément dominés à 80% par les dioxines et furanes (PCDD/F), toutes substances confondues et davantage encore pour les composés organiques (Tableaux 129 à 134 du Livre C, Tableau 1 p 32 de la présente annexe).</p> <p>Toutefois:</p> <ul style="list-style-type: none">• L'argument des moindres émissions en PBDD/F attendues relativement aux PCDD/F dans le cas de l'incinérateur ProMed par rapport aux incinérateurs d'ordures ménagères de l'étude INERIS, exposé p 342 du Livre C et rappelé en fin de paragraphe p 361, reste pleinement valable.• L'ajout de 50% des niveaux de risque obtenus pour les PCDD/F ne changerait effectivement pas l'appréciation du risque, au regard des résultats des calculs de l'ERS pour les effets à seuil (Tableaux 140 à 144). <p>Dans ces conditions, la non-sélection des dioxines et furanes bromés (PBDD/F) parmi les traceurs de risque apparaît conforme aux bonnes pratiques et sans impact notable attendu sur les niveaux des risques et sur leur appréciation.</p>	Défaut de justification seul.
---	-------------------------------

VTR plus strictes que le naphthalène, respectivement par inhalation pour les effets à seuil (0,007 mg/m³ contre 0,037 mg/m³) et par ingestion pour les effets à seuil (0,003 mg/kg/j contre 0,02 mg/kg/j). Pour les POP hors PCDD/F, l'hexachlorobenzène présente des VTR par ingestion plus strictes que le BaP, pour les effets à seuil (1,7 E-04 mg/kg/j contre 3,0 E-04 mg/kg/j) et pour les effets sans seuil (1,6 (mg/kg/j)⁻¹ contre 1,0 (mg/kg/j)⁻¹).

¹³ Sur la base du Tableau 71 des données américaines antérieures à 1993, des données OMINEA / EMEP et des VTR reportées sur le Portail Substances Chimiques de l'INERIS. Et en comptant environ 2% de composés organiques semi-volatils ou non-volatils dans le Tableau 71.

<p>Les risques sont calculés dans l'étude sur la base d'émissions fixées au niveau de la limite réglementaire (VLE). Le Livre C signale p 212 que « <i>l'incinérateur émettra bien en dessous des seuils de rejet réglementaire</i> ». Cette sur-estimation des émissions dans l'étude n'est plus évoquée par la suite y compris dans la discussion des incertitudes, notamment en termes (semi-)quantitatifs.</p> <p>Une quantification approximative de cette sur-estimation correspondrait pourtant à un point clé de la caractérisation du risque et des incertitudes associés. De fait, à côté d'une évaluation conservatoire des risques sur la base des VLE, qui représente l'engagement ferme de l'exploitant, le guide méthodologique de l'INERIS (2013) pris en référence dans l'étude recommande de fournir une évaluation réaliste des risques.</p> <p>Les facteurs d'émission de l'OMINEA permettent une caractérisation approximative de cette incertitude : sur la base de ces facteurs d'émission, on calcule des concentrations d'émission à partir des caractéristiques d'exploitation du site (tonnage de déchets incinérés, débit de gaz en sortie de cheminée, nombre d'heures d'exploitation par an). Il en ressort (Tableau 2 de l'Annexe 4 du présent avis) que pour les paramètres métalliques comme pour les composés organiques (y compris les dioxines), les VLE appliquées dans l'étude sont toutes au moins un ordre de grandeur supérieures aux niveaux d'émission attendus.</p> <p>Seul le BaP est évalué dans l'étude sur la base de facteurs d'émission. Le facteur d'émission retenu ressort surévalué d'un facteur 4 ou plus, en termes d'indices de hiérarchisation des risques, vis-à-vis des HAP POP (cf. 3 lignes plus haut). En outre, sur l'ensemble des risques calculés dans l'étude, pour les effets à seuil comme sans seuil, le BaP reste mineur, à moins d'un dixième du composé dominant.</p> <p>Ainsi, les niveaux de risque globaux calculés ressortent-ils sur-évalués d'un ordre de grandeur au moins par rapport aux niveaux "réalistes" attendus.</p>	<p>Problème de lisibilité. Approche conservatoire valide.</p> <p>Niveaux de risque réalistes attendus au moins un ordre de grandeur inférieurs aux niveaux estimés dans l'ERS.</p>
<p>Le chapitre 5.6.4 de Choix des traceurs de risque se conclut sur un récapitulatif des traceurs de risques retenus et des niveaux d'émission associés (Tableau 93 p 368).</p> <p>Les niveaux d'émission sont ramenés à une unité commune, ce qui favorise la lisibilité de l'étude.</p> <p>Toutefois, les concentrations à l'émission indiquées dans ce tableau pour le naphthalène et le BaP (respectivement 0,005 mg/Nm³ et 1,4 mg/Nm³) diffèrent de deux à trois ordres de grandeur des niveaux annoncés auparavant dans le texte :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Naphtalène : 11% de la VLE (10 mg/Nm³) des composés organiques à l'état de gaz ou de vapeurs, soit 1,1 mg/Nm³ (hors correction pour l'expression "en carbone") ; • BaP : facteur d'émission de 60 mg/t_{déchet} (valeur au 95^{ème} centile), soit, compte-tenu des caractéristiques de l'émission prises en compte dans l'étude, 2,84 µg/Nm³, soit 0,00284 mg/Nm³ <p>Après vérification il s'avère que les niveaux d'émission corrects sont effectivement pris en compte dans l'Annexe 16 de modélisation de la dispersion atmosphérique¹⁴ et dans la suite de l'ERS.</p>	<p>Erreur d'affichage seulement.</p>

¹⁴ Tableau 5 p 32. Pour le BaP: flux d'émission de 597 mg/j ou encore de 6,91 g/s, correspondant à une concentration dans le rejet de 2,84 µg/Nm³ avec le flux de gaz à l'émission retenu de 8750 Nm³/h.

4. MODELISATION DES TRANSFERTS ET DES EXPOSITIONS

4.1 SCENARIOS D'EXPOSITION DES PERSONNES

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Le Chapitre 5.8.3 "<i>Milieux et voies d'exposition des personnes</i>" décrit et justifie en détail les voies d'exposition et les riverains pris en compte dans les calculs de risque. Ce niveau de justification renforce la lisibilité de l'étude.</p> <p>Une incohérence apparaît toutefois quant aux aliments végétaux auto-produits (donc hors panier de légumes de l'association ACCUEIL) pris en compte dans l'ERS pour les habitants de la rue des Frères Terrasson (Habitations n°3 et n°9) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • P 373, les possibles cultures en pot sont signalées comme marginales pour les légumes, et les seuls végétaux autoproduits signalés comme pris en compte sont « <i>les fruits des arbres présents sur la rue des frères Terrasson</i> ». De même p 395-396 (Chapitre « <i>Choix des scénarios présentés</i> ») avec la consommation de « <i>panier de légume provenant du jardin de la solidarité toutes les semaines (100% des légumes) et de fruits récoltés sur place</i> », et les cultures en pot qualifiées de « <i>très mineures</i> ». • Dans le Tableau 95 p 383 : les « <i>plants en pots</i> » sont signalés parmi les « <i>usages sensibles retenus</i> » pour les Habitations n°3 et n°9 ; • Dans le Tableau 96 p 385 : les « <i>plants en pots</i> » et les « <i>fruits des arbres présents sur la rue des frères Terrasson</i> » sont absents des « <i>scénarios considérés</i> » pour les Habitations n°3 et n°9. <p>Après vérification dans les fiches de calcul en annexe et dans les fichiers de calcul, la totalité des fruits et légumes intégrés dans ces scénarios sont modélisés comme provenant de l'association ACCUEIL. Les fruits en question y sont exposés à des concentrations dans l'air et des dépôts au sol environ 5 fois moindres qu'au niveau des Habitations n°3 et n°9. Ceci n'est pas explicité dans l'étude.</p> <p>L'influence de cette différence reste mineure sur les niveaux de risque, et en tout cas nul sur l'appréciation des risques,</p> <ul style="list-style-type: none"> • l'ingestion d'aliments représentant moins de 15% des risques globaux calculés (QD ou ERI), ou moins de 35% avec le coefficient de bioconcentration corrigé pour le cadmium (cf. ci-après), pour les scénarios avec autoconsommation maximale de fruits ("Point Récepteur max.", Habitats précaires n°2 et n°3 : cf. Tableau 1 p 32 ci-après), dont la moitié environ attribuable à la consommation de fruits¹⁵. • la consommation de fruits « <i>fruits des arbres présents sur la rue des frères Terrasson</i> » pouvant être considérée comme nettement moindre en quantité pour les Habitations n°3 et n°9 que pour les habitats précaires. 	<p>Problème de lisibilité. essentiellement, pas d'impact notable sur le niveau de risque.</p>

¹⁵ D'après les fichiers de calcul des Doses Journalières d'Exposition, pour les PCDD/F et le cadmium qui dominent cette voie pour les effets à seuil, et l'arsenic et le naphthalène pour les effets sans seuil.

<p>Le choix p 396 de considérer pour les scénarios 2.A et 2.B (Habitations n°3 et 9), que « les <i>habitants ingèrent des poussières du sol bien que le sol soit artificialisé</i> » est signalé comme « <i>surconversatoire et [influençant] le niveau de risque à la hausse</i> ».</p> <p>Il n'est pas fourni de précision quant à un choix alternatif à envisager ou quant au niveau de surestimation correspondant.</p> <p>Une alternative encore conservatoire serait ici de s'en tenir à la "valeur centrale" au lieu de la "valeur conservatoire" de la quantité de sol ingérée par jour, avec une différence d'un facteur 4 à 8 pour les enfants jusque 10 ans, d'un facteur 20 au-delà (cf. Tableau 110 p 428 du Livre C). Après calcul (non présenté ici), il s'avère que l'impact de ce choix alternatif serait une diminution des niveaux de risque par ingestion de sol, d'un facteur 8 pour les Quotients de Danger (QD), d'un facteur 13 et 11 pour les Excès de Risque Individuels (ERI) respectivement sur la période [0-70 ans] depuis le démarrage de l'incinérateur et [0-70 ans] depuis l'arrêt de l'incinérateur, pour les Habitations n°3 et 9. Compte-tenu de la part de l'inhalation et de l'ingestion dans les risques globaux, les QD et ERI globaux s'en trouveraient diminués d'un facteur 2 et plus pour ces deux scénarios (cf. Tableau 1 p 32 et Tableau 2 p 33 ci-après).</p>	<p>Problème de lisibilité.</p> <p>Approche fortement conservatoire pour les Habitations n°3 et 9 : risques surestimés d'un facteur 8 et plus pour l'ingestion de sol, soit un facteur 2 et plus pour les risques globaux.</p>
--	--

4.2 MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Dans l'annexe 16 de modélisation de la dispersion atmosphérique, le modèle ADMS et ses paramètres sont présentés de façon claire et transparente. Une documentation informative du modèle et de certains paramètres est fournie en annexe. Les informations disponibles sont fournies sur les incertitudes liées au modèle lui-même, notamment en termes d'écart observés entre modélisation et mesure dans une configuration de site proches de celle du site ProMed (p 83).</p> <p>Les choix sur les options de modélisation et sur les valeurs des paramètres, et l'impact de ces choix sur les résultats de la modélisation, sont présentés de façon claire et proportionnée, récapitulatif (p 83-84) et analyse de sensibilité à l'appui pour quelques paramètres clés (Annexe 6 de l'Annexe 16, Tableau 14 p 63).</p> <p>Les résultats sont présentés sous forme de tableaux, mais aussi de cartographies pour lesquelles une échelle a été développée de façon transparente et pertinente. Les points de concentration et de dépôt maximaux sont cartographiés.</p> <p>Un résumé pertinent de la modélisation et de ses résultats est fourni dans le Livre C (§ 5.9.2).</p> <p>L'ensemble de la démarche, y compris le recours au modèle ADMS, correspond aux meilleures pratiques actuelles.</p>	<p>Valide et transparente, conforme aux meilleures pratiques actuelles.</p>
<p>Dans l'annexe 16, la formulation des classes de rugosité selon les divers types d'occupation du sol diffère entre l'Annexe 5 citée en référence (grille NUMTECH) et l le rapport de modélisation p 29, sans que cette différence soit mentionnée. Cela nuit à la compréhension du choix retenu.</p> <p>Après vérification, cette différence s'avère toutefois sans enjeu sur le fond : la valeur retenue est correcte.</p>	<p>Léger défaut de lisibilité.</p>

<p>L'annexe 16 de modélisation de la dispersion atmosphérique signale p 35 : « Le logiciel ADMS modélise un dépôt constant dans le temps de l'émission, indépendant des concentrations et de la saturation dans le sol, ce qui est pénalisant ». Le degré de sur-estimation des dépôts au sol, puis des risques, n'est pas qualifié, que ce soit en termes quantitatif ou semi-quantitatif.</p> <p>Cette approche conservatoire et cette absence de quantification sont conformes aux pratiques usuelles des ERS : on la retrouve par exemple dans le rapport Jeux d'équations pour l'ERS de l'INERIS (2010).</p> <p>Toutefois, l'adsorption sur la matrice solide du sol depuis la phase gazeuse présente dans l'air, correspond au "dépôt sec" prévu par ADMS pour les gaz, est physiquement limité par l'équilibre qui s'établit entre concentrations dans l'air et concentrations dans le sol (cf. INERIS, 2012, Annexe 1). Après vérification par modélisation (non présentée ici), il s'avère que pour le naphtalène les concentrations dans le sol à l'équilibre avec les concentrations modélisées dans l'air sont plus de mille fois inférieures à celles calculées dans l'étude à partir du dépôt modélisé pour des sols "agricoles", plus de 20.000 fois pour des sols de surface. Ceci pour des températures des sols autour de 15-20°C. Ce facteur serait supérieur pour des températures accrues, telles que rencontrées en Nouvelle-Calédonie dans les sols de surface. Suivant ce modèle triphasique, toute concentration au-delà dans les sols devrait progressivement se volatiliser vers l'air atmosphérique.</p> <p>Le modèle d'équilibre utilisé pour cette vérification considère une parfaite réversibilité de l'adsorption de la substance sur la matrice solide des sols. Une telle réversibilité n'est pas acquise. A tout le moins l'adsorption depuis la phase gazeuse du naphtalène de l'air (dépôt sec) ne devrait pas dépasser ces concentrations d'équilibre, tandis que l'essentiel du dépôt humide devrait se re-volatiliser dans l'air¹⁶.</p> <p>D'après le Tableau 14 p 63 de l'Annexe 16, le dépôt sec représente au moins 80% du dépôt total modélisé sur les différents points retenus pour la modélisation des risques. Il en résulte que cette modélisation conservatoire du dépôt se traduit par une surestimation d'un facteur 5 au moins des concentrations modélisées dans les sols pour le naphtalène. La même logique s'appliquerait aux autres Composés Organiques Semi-Volatils (COSV), qui sont représentés par le naphtalène.</p> <p>Or, le naphtalène contribue <i>a minima</i> pour 20-22% au risque global calculé pour les effets sans seuil dans l'ERS pour tous les scénarios (cf. Tableau 1 p 32), et ce à plus de 99% via le sol (ingestion de sol ou transfert vers les aliments depuis le sol) : pour cet effet pris isolément, les risques calculés pour les effets sans seuil sont surestimés d'un facteur 5 au moins pour le naphtalène seul, de 16% au moins pour le risque global.</p> <p>Ces observations apportent une confirmation <i>a posteriori</i> du choix de l'ERS de ne pas prendre en compte le terme de dépôt pour les composés volatils tels que le benzène.</p>	<p>Approche conservatoire conforme aux pratiques usuelles, mais manquant de lisibilité sur les niveaux de risque calculés.</p> <p>Risques surestimés d'un facteur 5 au moins pour le naphtalène.</p> <p>Risque global pour les effets sans seuil surestimé d'au moins 16%</p>
--	---

¹⁶ Il en résulterait des concentrations dans l'air supérieures aux concentrations modélisées, mais très légèrement, l' "appauvrissement du panache" lié au dépôt étant mineure (<10% pour la TCDD gazeuse pourtant retenue comme "réactive" avec le sol).

<p>Le Tableau 40 p 214 du Livre C, « <i>Contribution estimée du projet à la qualité de l'air ambiant pour le nickel</i> », et le texte sous-jacent, introduisent de la confusion quant à la part des émissions futures de l'incinérateur dans les concentrations dans l'air ambiant :</p> <ul style="list-style-type: none"> • la quatrième colonne est intitulée par erreur « <i>Contribution estimée du projet ProMed</i> », alors qu'il s'agit d'une concentration totale cumulant la concentration moyenne annuelle maximale mesurée sur le terrain et la contribution estimée du projet ; • d'après ce Tableau 42, le taux d'accroissement du nickel lié au projet par rapport à la concentration moyenne annuelle maximale mesurée sur le terrain est compris entre 1,23% et 0,02%, et non « <i>entre un facteur 1,23 et 0,02</i> » comme indiqué. ; • pour apprécier la contribution future de l'incinérateur, une moyenne des concentrations initiales mesurée sur le terrain serait plus pertinente que la valeur maximale utilisée. Cette considération ne remet toutefois pas en cause la faible contribution attendue de l'incinérateur pour le nickel ; • les concentrations initiales rapportées dans le Tableau 42 ne correspondent pas aux résultats rapportés de l'état initial (Tableau 7 p • l'affirmation p 214 selon laquelle « <i>La contribution du projet pour (...) le cobalt est estimée encore plus faible que pour le nickel</i> » n'est pas étayée, en l'absence –dûment rapportée p 214- de facteur d'émission connu pour le cobalt. L'information indicative sur les émissions de cobalt présentée en Annexe 4 du présent avis ne confirme pas cette affirmation. <p>Ces imprécisions restent toutefois sans impact sur les résultats de l'ERS, qui traite exclusivement des risques dus au projet, et sur la proposition de surveillance des émissions (p 506) et de surveillance environnementale du site (notamment p 541), qui intègre le cobalt.</p>	<p>Défauts de lisibilité seule.</p>
<p>Le choix de ne pas prendre en compte d'atténuation entre l'air extérieur et l'air intérieur (p 420, 500, 502), est signalé p 500 comme conduisant à un "niveau de risque majorant pour les habitations conventionnelles", c'est-à-dire pour les Habitations n°3 et n°9.</p> <p>Il n'est pas fourni de précision quant à un choix alternatif à envisager ou quant au niveau de surestimation correspondant.</p> <p>De fait, l'application d'un facteur d'atténuation entre l'air extérieur et l'air intérieur ne pourrait avoir qu'un impact très limité sur les niveaux de risque calculés : d'une part. la voie par ingestion représente plus de 70% du risque global (QD et ERI) sur ces deux scénarios (cf. Tableau 1 p 32). D'autre part une telle atténuation entre l'air extérieur et l'air intérieur resterait limitée (très inférieure à 50% ¹⁷) et ne s'appliquerait qu'au temps de présence en intérieur.</p>	<p>Défaut de justification seule.</p>

¹⁷ Le rapport "Jeux d'équations ..." de l'INERIS (2010, p 86) signale comme « *seule approche utilisée jusqu' alors* » (par l'INERIS) l'approche du RIVM (2007), à savoir l'application d'un facteur d'atténuation entre l'air extérieur et l'air intérieur pour les poussières uniquement. Ce facteur d'atténuation annoncé par l'INERIS n'a pas pu être formellement retrouvé dans le document source du RIVM (2007). On a retrouvé en revanche la mention de concentrations en poussières dans l'air intérieur et dans l'air extérieur, correspondant à une atténuation de 25% entre air extérieur et air intérieur (RIVM, 2007, p 29 : 52 µg/m³ dans l'air intérieur et 70 µg/m³ dans l'air extérieur). Encore ce rapport vaut-il pour des habitations européennes sans doute moins ventilées que des habitations similaires en Nouvelle-Calédonie.

4.3 MODELISATION DES TRANSFERTS ENTRE MILIEUX ET DES EXPOSITIONS

Remarque	Impact sur l'étude
<p>La modélisation des transferts entre milieux (§ 5.8.4 et 5.9.6) est présentée de façon globalement claire et lisible, avec d'abord la présentation du modèle et de ses hypothèses, puis la présentation et la discussion des valeurs des paramètres appliquées. Les modèles, les données, et une bonne part des discussions associées, sont repris de sources de référence dûment citées (HHRAP de l'US EPA, Jeux d'équation de l'INERIS). Les résultats intermédiaires sont affichés pour les scénarios présentés (dans le corps de texte ou en annexe), permettant de suivre l'influence d'un paramètre tout au long de la chaîne de l'exposition puis du risque.</p> <p>Les incertitudes liées au modèle-même ne sont pas qualifiées, par ex. à travers une comparaison qualitative et semi-quantitative des équations utilisées dans l'étude (HHRAP) et des Jeux d'équation INERIS (2010).</p> <p>Toutefois, hormis la question de la limitation du dépôt au sol par l'équilibre physique air/sol, discutée ci-dessus et ci-après, ces incertitudes se rattachent pour l'essentiel aux facteurs de bioconcentration retenus. Ceux-ci sont effectivement discutés dans le Livre C (cf. ci-dessous).</p> <p>Le niveau d'approfondissement sur le modèle-même apparaît donc ici proportionné, notamment pour une voie (l'ingestion d'aliments) conduisant <i>in fine</i> à des niveaux de risque non préoccupants.</p>	Défaut de lisibilité seule.
<p>Le choix de retenir pour les PCDD/F pour chaque voie de transfert la forme de PCDDF (particulaire ou gazeuse) la plus pénalisante pour cette voie est dûment signalé dans le Livre C comme conservatoire (p 491).</p> <p>Le niveau de surestimation correspondant n'est pas quantifié.</p> <p>De fait, ce niveau de surestimation dépend de la distribution effective des PCDD/F émis, entre formes particulaires et formes gazeuses. Il ne peut donc être estimé à ce stade.</p>	Défaut de lisibilité seule..
<p>Le Livre C indique p 397 que « <i>la concentration dans les sols est estimée au bout de 30 ans d'exposition</i> ».</p> <p>L'explication donnée, en lien avec la durée statistique de résidence des personnes à un endroit, est incorrecte et nuit à la compréhension de la modélisation du risque effectivement réalisée pour les effets sans seuil, qui prend en compte une exposition des personnes sur 70 ans : comme indiqué p 407 du Livre C, la durée de 30 ans d'exposition correspond ici aux trente années d'exposition des sols aux émissions de l'installation, c'est-à-dire à la durée d'exploitation du site.</p>	Défaut de lisibilité seule.
<p>Le Livre C indique p 398 que « <i>les épaisseurs de mélange dans les sols sont définies de manière réaliste</i> ».</p> <p>Ces épaisseurs correspondent de fait à une pratique courante, voire conventionnelle, en ERS.</p> <p>Toutefois, l'épaisseur de 1 cm retenue pour les sols de surface n'est pas réaliste sur 30 ans (pour les effets à seuil) voire 70 ou 100 ans (effets sans seuil): le brassage naturel des sols par les vers et insectes concernera sur la durée une épaisseur supérieure, correspondant à la couche arable, soit plusieurs centimètres (cf. par ex. https://fr.wikipedia.org/wiki/Profil_de_sol), même si ce brassage n'aboutit pas à un mélange parfait sur cette couche sur la durée d'exploitation et un peu au delà.</p> <p>Les risques calculés par ingestion de sol s'en trouvent surestimés. Un facteur de surestimation de 2 au moins paraît réaliste. Pris isolément – mais aussi pris globalement pour les scénarios "Habitat précaire" et le scénario "Point récepteur max.", il se traduirait par une surestimation d'environ 25% sur les niveaux de risque globaux, les risques par les autres voies (inhalation et ingestion d'aliments) représentant jusqu'à 50% des indices de risque globaux (cf. Tableau 1 p 32).</p>	Pratique usuelle, voire de convention. Surestimation des risques calculés par ingestion de sol, d'un facteur supérieur à deux, soit 25% sur les niveaux de risque globaux.

<p>Le Livre C indique p 417-418 que sont considérés « 50% des concentrations en polluants dans les sols » et « 50% du transfert racinaire » sur des périodes enfants et adultes qui sont détaillées. Cette présentation et la justification qui suit manquent de lisibilité. Il suffit de signaler que :</p> <ul style="list-style-type: none">• Pour la période d'exploitation de l'incinérateur, on considère la moyenne temporelle de la concentration dans les sols sur cette période, soit 50% de la concentration accumulée à l'issue de cette période d'exploitation (période 0-30 ans depuis le démarrage de l'incinérateur).• Au delà de la période d'exploitation (période 30-70 ans ou 30-100 ans depuis le démarrage de l'incinérateur), on considère la concentration accumulée à l'issue de cette période d'exploitation• Concernant l'impact de la prise en compte de la concentration moyenne pour la période 0-30 ans :<ul style="list-style-type: none">○ Cette approche majore les concentrations dans les sols sur la période [0 – 15 ans], la minore sur la période [15-30 ans].○ Comme l'exposition des personnes aux sols et aux végétaux (rapportée au poids) est plus importante pour la période [0 – 15 ans] que pour la période [15-30 ans], cette approche est conservatoire sur le scénario [0-70 ans] ;○ En revanche, en cas de prééminence des expositions <i>via</i> les sols dans les risques (ingestion de sol, transfert racinaire), ce choix de la valeur moyenne peut s'avérer non conservatoires pour certaines périodes, par exemple pour une personne vivant entre 15 et 85 années après le démarrage de l'incinérateur, dont l'exposition est sous-estimée par cette moyenne pendant la phase enfance [0-15 ans] (soit 15-30 ans depuis le démarrage de l'incinérateur), d'un facteur inférieur à deux ;○ Ce cas d'une prééminence des expositions <i>via</i> les sols est toutefois couvert par le scénario 30-100 ans depuis le démarrage de l'incinérateur : la concentration dans les sols prise en compte est maximale sur toute cette période.• Ainsi, la modélisation retenue couvre les deux types de situation et est donc effectivement conservatoire en terme de risques.	<p>Défaut de lisibilité et de justification seulement.</p>
---	--

<p>Pour les facteurs de bioconcentration vers les aliments, l'étude reprend les valeurs par défaut du modèle utilisé, HHRAP (Tableaux 102 p 409 et 105 p 413-414). Cela correspond à un niveau de pratique couramment rencontré dans les ERS.</p> <p>Citant l'INERIS (2010), le Livre C signale p 404 pour le facteur de bioconcentration du sol à la plante (Brr) que « <i>ce type de paramètre reste entaché d'une variabilité et une incertitude généralement importantes</i> » et que « <i>la valeur de Brr dépend de la substance, de sa spéciation, de sa concentration dans le sol, de la nature du sol, des autres substances présentes dans le sol, du type de végétal, de l'espèce et de l'organe considéré</i> ». Ou encore, p 410 : « <i>Les facteurs de bioconcentration air-plante définis pour les PCDD/F présentent une incertitude "importante"</i> ».</p> <p>En revanche, le niveau d'incertitude associé aux facteurs de transfert vers les aliments retenus n'est pas qualifié quantitativement ou semi-quantitativement¹⁸, ni l'impact attendu sur les niveaux de risque calculés. Une vérification est toutefois rapportée p 499 sur le cadmium, qui se trouve être le métal présentant les quotients de danger les plus élevés par ingestion d'aliments, par comparaison « <i>à d'autres valeurs disponibles (par exemple, rapport INERIS 2005) permet[ant] de confirmer le caractère conservatoire de la valeur choisie</i> ».</p> <p>Certes, la part de l'ingestion d'aliments dans les niveaux de risque globaux maximaux calculés, est limitée, inférieur à 15% , voire à 3 % pour les effets sans seuil¹⁹, les plus critiques au regard des niveaux de référence (Tableau 1 p 32). Toutefois, cette incertitude "importante" devrait être renseignée <i>a minima</i> de façon semi-quantitative, pour conclure à une absence d'impact. D'autant que l'INERIS (2006, Annexe 1 p 11) par exemple mentionne « <i>une incertitude (...) de deux ordres de grandeur environ depuis les sols vers les plantes (...) sans doute davantage pour les autres [transferts vers les plantes], les données expérimentales étant moins nombreuses</i> ».</p> <p>En outre, contrairement à ce qui est avancé p 499, la source citée (INERIS 2005) rapporte pour le cadmium des facteurs de bioconcentration sol-plante nettement plus élevés que ceux de l'étude, d'un facteur 4-5 pour deux types de végétaux sur trois, pour les « <i>Références du domaine radioécologique</i> » par opposition aux « <i>Références du domaine chimique</i> » qui donnent des valeurs plus faibles.</p> <p>Enfin, il conviendrait pour la vérification de prendre en compte les sources les plus récentes et complètes. La base de données Bappet postérieure à 2005 est évoquée dans la discussion des incertitudes p 499, mais n'est pas utilisée. La consultation de cette base de données permettrait de rechercher les facteurs de bioconcentration correspondant aux conditions les plus proches du site et de qualifier l'étendue de la variabilité observée par type de végétal (légume-fruit, légume-racine, etc.) et de polluant. Dans une approche proportionnée, ces renseignements pourraient être recherchés pour les seules substances présentant les niveaux de risque calculés les plus élevés par ingestion d'aliments, notamment le cadmium. Sans aller jusque là, un rapport de l'INERIS (2017b) récapitule des valeurs de la base de données Bappet et de quelques autres sources pour une sélection de métaux. Ce récapitulatif se fonde sur un grand nombre de données (typiquement 20-40) par type de plante et par métal.</p> <p>Il s'avère que les facteurs de bioconcentration sol-plante rapportés dans ce rapport INERIS (2017b) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • s'étagent typiquement sur deux-trois ordres de grandeur, soit typiquement un ou deux ordres de grandeur autour des valeurs médianes ; • sont globalement nettement supérieurs aux valeurs de HHRAP utilisées dans l'étude, typiquement d'un facteur 5 à 10 pour les valeurs médianes indiquées, 5 à 20 (suivant le type de végétaux) pour le cadmium. <p>Une simulation réalisée pour le cadmium avec les valeurs médianes rapportées dans ce rapport indique une augmentation d'un facteur 4,25 du Quotient de Danger QD pour l'ingestion d'aliments (pour tous les scénarios), et une augmentation du QD global d'environ 5% pour les scénarios réalistes dominants en termes de risque ("Habitations" n°3 et n°9) et d'environ 25% pour les scénarios "Point récepteur max." et "Habitat Précaire" n°2 et n°3. Cumulées à l'impact des incertitudes sur les autres métaux, ces incertitudes apparaissent certes susceptibles d'influer sur les niveaux des risques finaux, mais pas de façon notable en termes d'appréciation des risques.</p>	<p>Problème de justification.</p> <p>Pratiques courantes.</p> <p>QD globaux calculés potentiellement sous-estimés de 20%.</p> <p>Pas d'impact sur l'appréciation finale des risques.</p>
--	--

¹⁸ Hormis dans une certaine mesure pour les dioxines et furannes, où des informations précises de l'étude source de l'INERIS sont cités, p 407-408.

<p>Le Livre C signale p 414 : « <i>Au regard du cas du cadmium, l'impossibilité de prendre en compte les métaux sous-estime certainement les concentrations en polluants dans la volaille et les œufs</i> ». Une approche (semi-)quantitative de cette appréciation n'est pas fournie.</p> <p>Il s'avère que la part de la volaille et des œufs dans les doses d'exposition par ingestion d'aliments pour le cadmium est inférieure à 10% (cf. Annexe 35). La part calculée de l'ingestion d'aliments dans les risques globaux étant elle-même mineure, les risques calculés ne paraissent pas devoir être notablement affectés par cette lacune.</p>	<p>Défaut de justification seulement.</p>
<p>Dans le Tableau 105 du Livre C p 414, les facteurs de biotransfert vers la viande de volaille et vers l'œuf sont omis pour le mercure sous forme HgCl₂ (marqués "ND"). Ils sont pourtant bien intégrés à la modélisation (cf. Annexe 35).</p>	<p>Défaut d'affichage seul.</p>
<p>Le Livre C explique p 380-381 pourquoi en l'état des connaissances disponibles le transfert vers le lait maternel n'est intégré aux calculs de l'ERS que pour les PCDD/F.</p> <p>L'explication fournie paraît pertinente. En revanche, l'impact quantitatif de l'omission de cette voie pour les autres substances n'est pas discuté.</p> <p>Cet impact est toutefois éclairé par la part de cette voie dans le Quotient de Danger (QD) total calculé pour les PCDD/F, à savoir un peu moins de 10% sur l'ensemble des scénarios (cf. Tableau 1 p 32) : cette voie est mineure pour les PCDD/F, et est attendue telle <i>a fortiori</i> pour les autres substances.</p>	<p>Léger défaut de justification</p> <p>Pas d'impact notable attendu sur les risques ou leur appréciation.</p>
<p>Le Livre C présente p 426 des masses corporelles par classe d'âge sur la base de deux rapports INERIS (2003c, 2015).</p> <p>Le Livre C ajoute dans la discussion finale des incertitudes p 501 : « <i>La dose d'exposition varie de manière inversement proportionnelle à la masse corporelle. Les valeurs retenues ont été fixées par l'INERIS. En Nouvelle-Calédonie, plus de moitié de la population est en surpoids ou obèse. La non prise en compte de ce phénomène dans le choix des poids corporels pour le calcul des doses d'exposition journalières est conservatoire.</i> »</p> <p>Toutefois, les valeurs présentées ne correspondent pas aux valeurs communiquées dans ces deux rapports (INERIS, 2003c, Annexe 3 p 2 ; INERIS 2015 p 44 ou version actualisée INERIS, 2017a p45), même après extrapolations nécessaires entre classes d'âges, les classes d'âges considérées dans les rapports INERIS ne correspondant pas toutes aux classes d'âge considérées dans le Livre C. Des différences notables sont observées sur :</p> <ul style="list-style-type: none"> la classe d'âge [0,5-1 an], précisément celle qui présente les quotients de danger QD (effets à seuil) les plus élevés : masse retenue de 6 kg au lieu de 9 kg (INERIS, 2003c), soit une surestimation des doses par ingestion de 50%, mais sans impact notable sur les quotients de danger globaux car la classe d'âge inférieure présente des quotients de danger proches ; la classe d'âge adulte, qui intervient en particulier sur les risques pour les effets sans seuil : les deux rapports INERIS ne fournissent qu'une moyenne homme+femme, mais cette moyenne (67,2 kg) est 10% plus basse que celle retenue dans l'étude (73,8 kg). Cet écart est cependant sans enjeu au regard des incertitudes de l'ERS, et pourrait être justifié, d'après les informations du Livre C, par les écarts de masse corporelle adulte entre la Nouvelle-Calédonie et la Métropole. <p>Par ailleurs, le Livre C ne précise pas qu'il s'agit de masses corporelles moyennes des populations, c'est-à-dire théoriquement non protectrices des personnes plus légères que la moyenne. Ce choix correspond toutefois à la convention en vigueur pour les ERS, en France comme dans les instituts de référence étrangers (RIV M, US EPA).</p>	<p>Défaut de validité et/ou de justification.</p> <p>Pas d'impact notable sur les niveaux de risque calculés et leur appréciation.</p>

¹⁹ Hors naphtalène, fortement surestimé au niveau de l'émission et du dépôt (cf. § 4.2).

<p>Dans les fiches de calcul des doses d'exposition par ingestion de l'Annexe 35, pour les effets sans seuil sur la période 30-100 ans, la DJE moyenne vie entière pour l'homme occasionnée par l'ingestion d'un type d'aliment apparaît parfois supérieure à la DJE moyenne vie entière pour l'homme via l'ensemble des aliments, ce qui n'est mathématiquement pas possible. Par ex. pour le naphtalène dans le scénario "Habitat Précaire n°2" : 1,53 E-6 mg/kg/j pour l'ingestion de fruit contre 1,3 E-6 mg/kg/j pour l'ensemble des aliments.</p> <p>Après vérification dans les fichiers de calcul, il s'agit d'une erreur de formule ponctuelle dans des cellules du fichier Excel qui ne sont pas utilisées par la suite, donc sans conséquence sur les DJE et risques calculés.</p>	<p>Erreur d'affichage uniquement.</p>
---	---------------------------------------

5. CARACTERISATION DU RISQUE, BILAN DES INCERTITUDES

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Les risques sont calculés suivant des formules établies. La démarche est clairement présentée. Des résultats intermédiaires sont fournis dans le corps de texte du Livre C et dans les fiches de calcul en annexe.</p> <p>Les incertitudes sur les paramètres et les valeurs d'entrée sont signalées et qualifiées tout au long de l'étude et dans un récapitulatif développé au chapitre 5.1. Ces appréciations et ces récapitulatifs paraissent relativement complets et pertinents sur le plan qualitatif.</p>	<p>Démarche valide et transparente.</p>
<p>Dans le calcul des quotients de danger par organe cible (Tableaux 140 à 144), la formule du QD global pour le système rénal omet la contribution du cadmium par voie orale. Cette omission reste sans impact sur la détermination du QD global tous organes confondus, car le QD corrigé pour le système rénal reste inférieur au QD calculé pour le système hépatique.</p>	<p>Défaut d'affichage uniquement.</p>

<p>La discussion des incertitudes tout au long de l'étude et dans le récapitulatif du chapitre 5.1, reste essentiellement qualitative, distinguant juste entre "conservatoire", "non conservatoire" et "réaliste". De même, la hiérarchisation des substances proposée dans l'étude (§ 5.10.3.1, noté par erreur § 5.3.1) reste qualitative et cloisonnée par voie (inhalation ou ingestion), sans visibilité quant aux substances et voies qui dominent les risques globaux et sur les ordres de grandeur associés.</p> <p>Une discussion (semi-)quantitative serait à apporter, tout au long de l'étude, dès l'introduction des paramètres et valeurs, pour la bonne compréhension de l'étude au fil de l'eau, ainsi qu'en récapitulatif en fin d'étude. Ceci afin d'éclairer :</p> <ul style="list-style-type: none"> • les paramètres clés qui influencent le plus les niveaux de risques calculés les plus critiques au regard des niveaux de référence ; • l'impact des incertitudes sur les niveaux de risque calculés ; • les niveaux réalistes des risques attendus, en l'état des connaissances disponibles ; • la juste appréciation des risques calculés au regard des niveaux de référence, en particulier pour les scénarios, catégories d'âge, voies et substances présentant les risques calculés proches ou au delà des niveaux de référence ("Point récepteur max.", Habitations n°3 et 9). <p>Un tel éclairage serait à alimenter par une analyse de sensibilité proportionnée: « <i>La discussion est d'abord qualitative (...). Pour certains paramètres, une analyse de sensibilité peut permettre de quantifier l'influence des incertitudes sur les résultats</i> » (INERIS, 2013 p 67). Une telle analyse de sensibilité est apportée dans l'étude au niveau de la modélisation de la dispersion atmosphérique (Annexe 16), mais n'est pas poursuivie jusqu'à la caractérisation des risques.</p> <p>Le Livre C conclut (§ 5.2) : « <i>l'analyse des incertitudes a montré que les hypothèses prises en considération peuvent être considérées comme très conservatrices (majorantes)</i> ». En l'absence d'éclairage quantitatif sur les points notés comme conservatoires ou non conservatoires, cette conclusion ne paraît pas suffisamment étayée.</p> <p>Un récapitulatif des composantes dominantes du risque telles que calculées dans l'étude est proposé dans le Tableau 1 ci-après pour les scénarios "Habitation n°9" et "Point récepteur max.". Un récapitulatif approximé des incertitudes clés signalées dans l'étude ou dans la présente analyse critique, et de leurs impacts sur les niveaux de risque, est ensuite proposé dans le Tableau 2 p 33. Ces récapitulatifs conduisent aux conclusions suivantes :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Le positionnement des scénarios vis-à-vis des niveaux de risque de référence est inchangé, mais avec un facteur de sécurité doublé, porté à plus de dix et quatre respectivement pour les effets à seuil et pour les effets sans seuil, pour les scénarios réalistes présentant les risques les plus élevés, Habitations n°3 et n°9. • Le caractère conservatoire de l'ERS n'est pas confirmé pour les effets à seuil pour les scénarios avec forte autoconsommation (Habitats Précaires n° 2 et n°3, "Point récepteur max."), suite aux ajustements sur les facteurs de bioconcentration dans les plantes pour les métaux (le cadmium en particulier : cf. § 4.3). • Les risques associés à des niveaux d'émission réalistes (cf. § 3.5) ressortent tous inférieurs aux niveaux de référence, même au "Point récepteur max.", estimé non réaliste comme lieu d'habitat, et avec une marge de sécurité supérieure à un facteur 10 pour les scénarios d'usage réalistes. 	<p>Problème de lisibilité et de juste appréciation des niveaux de risque calculés.</p> <p>Pour les scénarios "réalistes" de lieux d'exposition, risques surestimés d'un facteur 2 à quatre voire plus : risques à un quart du niveau de référence voire moins.</p> <p>Recommandation à mettre en exergue.</p>
---	---

Tableau 1: Récapitulatif des composantes dominantes du risque calculé dans l'étude pour les scénarios "Habitation n°9" et "Point récepteur max."

	Risque Global	Tranche d'âge / période	Substance émise	Part du risque global calculé, par type d'effet			
				Toutes voies	Inhalation	Ingestion de sol	Ingestion d'aliments
Habitation n°9							
QD	0,132 (Max. sur les tranches d'âge)	0,5-1 an *0-0,5 an	Toutes	100	23	86	2,5 - 6,5*
			PCDD/F	77 – 81*	<1	74	2 - 6*
			Cadmium	33	0,7	31	1,5
			Mercure	20	12 Hg°	18 + 1 HgCl ₂ + MeHg	1
			Arsenic	18	9	9	<1
			Nickel	11	10	11	<1
ERI	5,19 E-6	Depuis démarrage (0-70 ans)	Toutes	100	47	50	3
			Arsenic	26	<1	25	0,5
			Chrome VI	30	25	4	<1
			Benzène	20	20	0	<1
			Naphtalène	20	<1	18	2
		Depuis l'arrêt (30-100 ans)	Toutes	71	0	68	3
			Arsenic	35	0	34	<0,5
			Naphtalène	27	0	24	3
			"Point récepteur max."				
QD	0,53 (Max. sur les tranches d'âge)	0,5-1 an	Toutes	100	13	82	12
			PCDD/F	81	<1	71	10
			Cadmium	37	0,4	29	8
			Mercure	23	7 Hg°	17 + 1 HgCl ₂ + MeHg	2 + 2 HgCl ₂ + MeHg
			Arsenic	15	5	9	1
			Nickel	11	6	10	1
ERI	1.66 E-5	Depuis démarrage (0-70 ans)	Toutes	100	35	52	13
			Arsenic	34	<1	30	3
			Chrome VI	23	18	5	<1
			Benzène	15	15	0	<1
		Naphtalène	22	<1	13	9	
		Depuis l'arrêt (30-100 ans)	Toutes	83	0	68	3
			Arsenic	42	0	41	<0,5
Naphtalène	29		0	18	11		

La somme des parts de QD est supérieure à 100% car les QD ne s'additionnent pas pour des organes cibles différents.

Le scénario Habitation n°3 présente des proportions similaires au scénario Habitation n°9. Les concentrations dans l'air réduites d'environ 20% et les dépôts au sol augmentés d'environ 8% (sauf pour le naphtalène) par rapport à l'Habitation n°9, pour un apport d'aliments par panier constant, conduisent à des parts de l'inhalation dans le risque global réduites d'environ 25% et à des parts de l'ingestion de sol et d'aliments accrues d'environ 5% pour les effets à seuil, d'environ 25% pour les effets sans seuil (hors naphtalène).

Les scénarios Habitats Précaires n°2 et 3 présentent des proportions similaires au "Point récepteur max.". Avec toutefois, suite à une relation entre les concentrations dans l'air et le dépôt au sol deux fois plus élevée environ pour les points Habitats Précaires n°2 et 3 que pour le "Point récepteur max." : 1. une part du QD global multipliée par environ 2 pour l'inhalation, diminuée d'environ 10% pour l'ingestion ; 2. une part de l'ERI global multipliée par 1,5 pour l'inhalation, par 0,75 pour l'ingestion pour la période [0-70 ans] (soit sur l'ensemble des substances une répartition proche de 50% - 50% entre inhalation et ingestion).

Calculs réalisés à partir des fichiers de calcul fournis par Capse, mais accessibles également à partir des niveaux de risque reportés en Annexe 36 du Livre C.

Tableau 2: Récapitulatif quantitatif approximé des incertitudes clés sur les risques

Substances	Paramètre	Sur/Sous-estimation du risque en question		Ajustement du risque global calculé (approximatif)			§
		QD	ERI	QD	ERI pour période...		
ERS "réglementaire" sur base des VLE							
COV via benzène	Niveaux d'émission	x 4		NP	-12 / -15%	NP	3.5
COSV via naphthalène	Dépôt au sol	> x 5		NP	- 20%	- 35%	4.2
PCDD/F	Quantité de sol ingérée par jour	x 8	0-70: 13 30-100 ans : 11	- 65%	Hab seulement		4.3
Métaux					- 30%	- 55%	
Cadmium	Facteurs de bioconcentration dans les aliments	/ 4 voire plus	NP	HP : + 20%	NP		4.3
Cobalt	Facteur d'émission	Non modélisé		NP	+ 5% (Indicatif)	NP	3.2
Chrome 6	Facteur d'émission	NP	Inconnu	NP	(Potentiel - 25%)	NP	3.2
Toutes substances	VTR	x 1, 2, 3, 10 ou plus selon substances		Incertain - Valeurs considérées comme conventionnelles			3.4
Toutes substances semi ou non volatiles (notamment métaux)	Sols de surface : épaisseur de mélange 1 cm	x 2 et plus					
	Non atténuation du dépôt au sol	Inconnu, peut-être conséquent		(Potentiel - 10-20% avec arsenic, mercure, et/ou nickel)			4.3
Bilan	Hab : Habitations n° 3 ou 9 *	Ajustement		- 65%	- 60%	- 90%	
		Risque DDAE		0,132	0,519 E-5	3,69 E-5	
		Risque ajusté		0,046	0,21 E-5	0,037 E-5	
	HP - Habitats précaires	Ajustement		+ 20%	- 25 %	- 35 %	
		Point récepteur max.	Risque DDAE		0,53	1,66 E-5	
	Risque ajusté		0,64	1,2 E-5	0,89 E-5		
	HP n°2 ou n°3 *	Risque DDAE		0,0329	0,134 E-5	0,101 E-5	
		Risque ajusté		0,039	0,1 E-5	0,066 E-5	
ERS sur base de niveaux d'émission réalistes							
Organiques et métaux	Niveaux d'émission	x 10 supplémentaire (BaP pour COSV x4)		Division par 10 supplémentaire			3.5
Bilan	Hab : Habitations n° 3 ou 9 *	Ajustement		/ par 30	/ par 25	/ par 125	
		Risque ajusté		0,0046	0,021 E-5	0,0037 E-5	
	HP	Ajustement		/ 8	/ 13	/ par 17	
		Point récepteur max.	Risque ajusté		0,064	0,12 E-5	
	HP n°2 ou n°3 *		Risque ajusté		0,0039	0,010 E-5	

NP: Non Pertinent, car niveau de risque mineur par rapport aux autres substances / voies.

Entre autres, le BaP en tant que représentant des POP hors PCDD/F et les métaux non modélisés autres que le cobalt ne sont pas repris ici pour la même raison.

Hab : Habitations n°3 et n°9

HP : Habitats précaires, dont Point récepteur max.

* Ici, pour chaque type d'effet ou période de vie, niveau de risque maximum entre les deux scénarios.

6. PROGRAMMES DES SURVEILLANCES ET DE L'ETAT INITIAL

6.1 VUE D'ENSEMBLE

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Le Chapitre 5.10.3.2 du Livre C (noté par erreur 5.3.2) recommande p 506 « <i>de faire un suivi détaillé par substance et non par famille de substances en sortie de cheminée</i> » pour les métaux et les composés organiques, « <i>pour confirmer ou corriger les hypothèses retenues dans l'ERS</i> ». Le lien avec l'ERS et ses incertitudes clés en termes d'émission est explicité. Un programme détaillé de surveillance des émissions²⁰ est proposé en conséquence (p 228).</p> <p>Le Chapitre 6 du Livre C propose un programme de surveillance des milieux autour de la future installation. Le cadre réglementaire et méthodologique de référence est rappelé en introduction (§ 6.1) et développé tout au long de ce chapitre. Les liens avec les résultats de l'ERS et avec la démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) sont affirmés et effectivement exploités dans l'élaboration et la justification des choix. Par exemple, les valeurs réglementaire de la qualité de l'air qui feront partie du cadre d'interprétation des résultats de la future surveillance environnementale, sont pris en compte pour déterminer les Limites de Quantification (LQ) à atteindre dans les mesures, et de là les protocoles de mesure. Les possibilités métrologiques et pratiques, notamment leur composante locale, sont expliquées et prises en compte. Le programme de surveillance environnementale finalement retenu est récapitulé de façon précise dans le Tableau 159 p 541.</p> <p>Il en va de même pour le programme d'investigation de l'état initial proposé au Chapitre 2.1.3.2 pour l'air ambiant et les dépôts atmosphériques et aux Chapitres 2.1.4.6.1 et 2.1.4.6.2, avec notamment des récapitulatifs des programmes analytiques dans les Tableaux 18 et 19 pp 124-125 et 129-130 respectivement.</p> <p>Une présentation de la méthodologie de l'état initial et notamment de la démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux au début du Livre C (§ 1.1 et 1.1.2), et une explication détaillée des liens entre le programme de surveillance des milieux et le programme de l'état initial, schéma à l'appui (Figure 26 p 93), apportent une visibilité accrue sur l'ensemble de la démarche.</p> <p>Ainsi, la démarche retenue apparaît pertinente et présentée de façon claire et transparente.</p>	<p>Démarche valide et transparente.</p>

²⁰ Et non de surveillance de l'environnement, comme indiqué dans le titre du chapitre et dans le premier objectif énoncé pour cette surveillance des émissions.

6.2 PROGRAMME DE SURVEILLANCE DES EMISSIONS

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Après vérification, le programme surveillance des émissions proposé au chapitre 5.10.3.2 s'avère cohérent avec les résultats de l'étude et en particulier de l'ERS, moyennant :</p> <ul style="list-style-type: none"> • la mesure des composants individuels des HAP gazeux (et non seulement des indices tels que mentionnés p 228), • la mesure des composants individuels des HAP également <u>sur poussières</u>, • quelques analyses complètes (typiquement par GC/MS) des composés organiques gazeux et sur poussières, • l'inclusion explicite du chrome VI parmi les métaux à analyser, comme pour l'air ambiant et les retombées atmosphériques, <i>a minima</i> sur quelques campagnes sur les premières années, dans des conditions représentatives de fonctionnement de l'incinérateur, puis en une actualisation régulière (par ex. tous les 5 ans) avec vérification de la cohérence, notamment temporelle, des résultats obtenus. <p>Cette recommandation résulte :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. des incertitudes importantes sur les émissions en composés organiques individuels, y compris en HAP, produits typiques d'une installation de combustion : les données utilisées sont des données américaines des années 1990 voire antérieures, sous forme d'une distribution de valeurs maximales et non de moyennes ou de médianes ; 2. pour la mesure sur poussières, du caractère très peu volatil d'une partie d'entre eux, dont le BaP, et de la température modérée en sortie de cheminée (120-150°C) ; 3. toutefois de l'absence d'enjeu sanitaire réaliste mis en évidence dans l'ERS en lien avec les COSV et POP représentés par le naphthalène et le BaP (pour le naphthalène, cf. § Tableau 2 p 33. 4. des niveaux de risque élevés par inhalation dans l'ERS (25% de l'ERI global sur le scénario "Habitation n°9" et de la mesure du chrome total dans l'air ambiant en état initial à une concentration supérieure à 10 fois la concentration correspondant au risque de 10^{-5} par inhalation pour le chrome VI : l'application du ratio de 1/10 entre chrome et chrome VI sur ces concentrations mesurées ne permettrait pas de positionner les niveaux de risques pour les effets sans seuil pour le chrome VI par rapport au niveau de référence de 10^{-5}. <p>Par ailleurs, le zinc ayant été inclus au programme de surveillance environnementale (Tableau 159 p 541), il pourrait être pertinent de l'intégrer au programme de surveillance des émissions, pour faciliter l'interprétation des résultats de la surveillance environnementale (en particulier en l'absence de référentiel de comparaison dans l'air ambiant pour le zinc).</p> <p>Enfin, un cadre d'interprétation des résultats de la surveillance des émissions serait à fournir pour permettre la confirmation ou la correction annoncée des hypothèses de l'ERS: il s'agira donc de comparer ces résultats aux hypothèses de l'ERS, notamment :</p> <ul style="list-style-type: none"> • émissions totales en COV, COSV, POP, au regard des niveaux d'émission du benzène, du naphthalène et du BaP retenus dans l'ERS ; • niveaux d'émission des différents métaux, au regard des VLE officielles correspondantes et des "VLE individuelles" déclinées par métal en Annexe 4 du présent avis. Cette dernière solution manque toutefois de souplesse ; • en cas de dépassement sur un des points précédents, somme des indices de hiérarchisation "émissions x toxicité" tel que pratiqué au Chapitre 5.7.5 du Livre C ou dans l'Annexe 4 du présent avis. 	<p>Approche valide.</p> <p>Programme de surveillance des émissions à compléter avec :</p> <ul style="list-style-type: none"> • HAP individuels gazeux et sur poussière et quelques analyses complètes (GC/MS) des composés organiques en vapeur et sur poussières, sur les premières années au moins ; • Chrome VI, éventuellement zinc ; • un cadre d'interprétation des résultats cohérent avec l'ERS réalisée (cf. proposition).

<p>Le chapitre 5.10.1.4 du Livre C compare les concentrations modélisées dans l'air aux valeurs réglementaires de la qualité de l'air pour les seules substances disposant de VTR.</p> <p>Bien que cela sorte du cadre de l'ERS, l'extension de cette comparaison aux substances disposant de VTR aurait été utile pour définir le programme de surveillance des émissions ou de l'environnement autour du site. Après vérification, cette omission reste sans impact sur le programme de surveillance retenu.</p>	Défaut de justification seule..
--	---------------------------------

6.3 PROGRAMME DE SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT

Remarque	Impact sur l'étude
<p>Dans le tableau des Limites de Quantification (LQ) visées pour la surveillance de l'air ambiant, p 521, la LQ de 1.10^{-4} mg/m^3 visée pour le cobalt est fondée sur la seule VTR pour les effets à seuil, elle n'intègre pas la nouvelle VTR pour les effets sans seuil de $(7,7 \text{ mg/m}^3)^{-1}$. La LQ à viser pour cette dernière est de $1,3.10^{-4} \text{ mg/m}^3$. Cette omission reste sans conséquence : les LQ atteintes dans les deux campagnes de l'état initial, dont celle avec le dispositif de mesure retenu pour la surveillance d'après le tableau récapitulatif 159 p 541, sont <i>in fine</i> inférieures à cette valeur.</p>	Défaut de justification sans conséquence.
<p>Le Tableau 155 p 514-515 conclut à une absence d'enjeu sanitaire pour le benzène et le naphtalène malgré des niveaux de risques atteignant ou dépassant un dixième des niveaux de référence, du fait des hypothèses sur-conservatoires de l'ERS pour ces deux substances. En l'absence d'appréciation quantitative du degré de "sur-conservatisme" de l'ERS pour ces deux substances dans le Livre C, et compte tenu du cumul des substances pour les effets sans seuil, cette affirmation ne paraît pas suffisamment étayée dans l'étude. Les travaux de vérification présentés plus haut (§ 3.3, § 4.2) la confirment toutefois.</p>	Défaut de lisibilité seule.
<p>Le Tableau 155 conclut p 516 que le chrome VI est une « <i>substance ne présentant pas d'enjeu sanitaire</i> », malgré un ERI pour l'inhalation inférieur d'un facteur 8 à la valeur de référence pour les effets sans seuil. Avec le cumul des substances sur les risques sans seuil et les incertitudes dans la modélisation de la dispersion atmosphérique, cette conclusion ne paraît pas justifiée. Elle reste toutefois sans conséquence car le chrome VI est retenu <i>in fine</i> dans le programme de la surveillance environnementale.</p>	Défaut de justification sans conséquence.
<p>Le Tableau 155, p 517 cite le signalement par l'INERIS de la difficulté pratique de mesurer le chrome VI dans l'air ambiant. Le Tableau 155 propose comme alternative d'attribuer au chrome VI un dixième du chrome mesuré dans l'air. Cette alternative devrait toutefois être couplée à la vérification de cette proportion entre chrome total et chrome VI lors de la surveillance des émissions atmosphériques. Surtout, même si le ratio de 1/10 entre chrome total et chrome VI était confirmé à l'émission, ce ratio ne permettrait pas de conclure en termes de risques sanitaires liés au chrome VI du fait des niveaux mesurés en chrome total dans l'air supérieurs à 10 fois la LQ souhaitée pour le chrome VI. Ce point est corrigé p 521 dans la discussion sur la possibilité d'obtenir la LQ souhaitée pour le chrome VI.</p> <p>Dans cette discussion, le volume d'air filtré pris en compte (390 m^3) est celui de la première campagne de l'état initial (saison froide) et non celui de la deuxième campagne retenu <i>in fine</i> pour le programme de surveillance (cf. Tableau récapitulatif p 541). Le volume d'air filtré selon le programme de surveillance retenu, avec la mesure conjointe des deux filtres utilisés sur les 14 jours de prélèvement, est de 336 m^3, qui éloigne un peu plus la LQ ($0,30 \text{ ng/m}^3$) de la LQ souhaitée de $0,25 \text{ ng/m}^3$. Cette LQ restant proche de la LQ souhaitée, il paraît préférable de maintenir le choix final du Livre C d'intégrer le chrome VI au programme de surveillance de l'air ambiant, même si cette LQ (ou la Limite de Détection, LD) ne pouvait être amenée à la LQ souhaitée de $0,25 \text{ ng/m}^3$.</p>	Défaut de justification. Choix final valide.

L'affirmation p 512 selon laquelle « <i>le brûlage des déchets à l'air libre pratiqué dans les squats impacte (...) les milieux</i> » ne correspond pas à une conclusion de l'état initial et n'apparaît d'ailleurs pas étayée –sans être infirmée pour autant.- à partir des résultats des mesures de Scal'Air ou de Scape. Il s'agit d'un impact potentiel qui est pris en compte –de façon pertinente- dans la conception du programme de surveillance.	Défaut de justification seul.
Le chapitre 6.1.4.3 du Livre C propose une méthodologie détaillée pour les mesures dans les sols. Cette méthodologie apparaît adaptée à l'objectif d'un suivi de l'impact des retombées atmosphériques sur les sols. Elle veille notamment à écarter les traces apparentes de pollution ponctuelle. Il peut être proposé à titre d'optimisation, afin d'augmenter la représentativité spatiale au point de prélèvement et de limiter le risque de distorsion des résultats par des anomalies ponctuelles non repérées visuellement, de procéder sur chaque points à partir d'échantillons composites, au nombre de 5 par exemples, qui sont ensuite rassemblés et mélangés en un échantillon par point.	Approche valide et transparente. Proposition de prélèvement des sols par écahntillonnage composite.

6.4 PROGRAMME D'INVESTIGATION DE L'ETAT INITIAL

Remarque	Impact sur l'étude
Pour les campagnes de l'état initial, le Livre C signale p 94 : « <i>Les méthodes analytiques ont été validées par rapport à la limite de quantification obtenue par substances afin qu'elles soient inférieures aux valeurs de gestion retenues</i> », mais sans que ces LQ soient explicitées hormis pour quelques substances comme le benzène et le mercure gazeux. Après vérification pour le benzène dans le Tableau 5 p 92 et pour les métaux à partir des Limites de Quantification par support indiquées en Annexe 17, il s'avère qu'effectivement les Limites de Quantification obtenues sont suffisamment basses pour permettre une interprétation en termes de risque ou de respect des valeurs réglementaires ²¹ , hormis le cas du Cr VI signalé dans le Livre C p 97 et p 521 et discuté ci-après.	Défaut de lisibilité seule.

²¹ Y compris pour le mercure gazeux : la LQ de 0,04 µg/m³ indiquée p 102-103 du Livre C est erronée, ainsi qu'en partie la LQ unique de 0,02 µg/m³ indiquée p 112: la LQ effective pour la campagne de la saison chaude est de 0,01 µg/m³ au point 1 et de 0,02 µg/m³ aux autres points. Ces deux LQ sont bien inférieures à la VTR par inhalation de 0,03 µg/m³.

<p>Le cadre d'interprétation énoncé dans le Livre C pour les deux campagnes d'investigation de l'état initial se concentre sur la comparaison à des valeurs de comparaison et sur l'application de la grille de calcul simplifiée de niveaux de risque de l'IEM.</p> <p>Les sources potentielles identifiées sont également intégrées à l'interprétation des résultats des campagnes "état initial" (par ex. p 144), ainsi que le site industriel Doniambo de façon intensive dans l'étude documentaire de l'état initial à partir des rapports Scal'Air. L'interprétation au regard des sources potentielles identifiées impliquerait toutefois une description des émissions connues de ces sources, ou attendues sur base documentaire d'après leurs activités : substances émises, variations temporelles... Or, pour les deux types de source cités p 53, « <i>la ZI de Doniambo donc des fumées de l'usine de traitement de minerai et de la centrale thermique au fioul lourd</i> » et « <i>les déchets (...) brûlés à l'air libre dans les squats</i> », une telle description n'est pas fournie. Concernant les métaux, la description du rapport Scal'Air B p 9 et p 18 pour la zone industrielle pourrait être reprise. Des éléments sur les variations temporelles de cette source sont toutefois présentés p 67, ainsi que p 112 à l'occasion de la discussion des anomalies observées dans la mesure du mercure gazeux dans l'air ambiant.</p> <p>L'approche relative aux valeurs de comparaison est pertinente et les valeurs de comparaison retenues sont dûment présentées²². Tout au plus le sens de la comparaison à des valeurs de référence fondées sur le bruit de fond hollandais dans les sols devrait-il être explicité : les concentrations dans les sols (alluvions sableuses) des Pays-Bas ne constituent pas des niveaux d'alerte pour des sols fortement minéralisés de Nouvelle Calédonie, mais en revanche des niveaux "libératoires" : des concentrations dans les sols inférieures à ce référentiel peuvent être considérées comme non problématiques.</p> <p>Toutefois, le cadre d'interprétation des résultats des campagnes de l'état initial devrait inclure également les résultats de la partie documentaire de l'état initial. Pour les concentrations dans l'air et les dépôts atmosphériques, la comparaison avec les données Scal'Air concerneraient en particulier les données des stations Anse N'Du et Numbo pour les points d'échantillonnage sur le site et autour, et les données de la station Logicoop pour le point d'échantillonnage "Crèche du Caillou Blanc".</p> <p>Un tel contrôle de cohérence est rapporté pour l'anomalie en mercure mesurée sur tous les points de la campagne "état initial" en saison chaude. Cette approche serait à élargir aux autres substances mesurées. Après vérification par sondage, il apparaît que les ordres de grandeur sont compatibles entre campagnes de l'état initial et données Scal'Air pour arsenic, cadmium, plomb, nickel au niveau du site, mais des concentrations dans l'air nettement supérieures au point " Crèche du Caillou Blanc" par rapport à la station Logicoop des campagnes Scal'Air de 2011 et 2012-2013 (Figures 17 et 19 p 68 et p 70), par ex. d'un facteur 10 pour le chrome et le cobalt, notamment en saison froide. En l'absence d'approfondissement de ce point, on pourra <i>a minima</i> l'enregistrer, pour l'intégrer à l'interprétation des campagnes de surveillance à venir.</p>	<p>Défaut de complétude du cadre d'interprétation pour l'état initial et la surveillance.</p> <p><u>A développer en temps que de besoin à l'occasion des campagnes de surveillance à venir.</u></p>
--	---

²² En dépit de quelques différences –sans enjeu véritable- pour les valeurs réglementaires retenues avec les choix de l'Annexe 16 p 39, entre valeur cible, valeur limite et objectif de qualité. Cf. en outre p 68 pour la présentation des référentiels indicatifs allemand et suisse pour les dépôts atmosphériques, un renvoi depuis la page 96 aurait été souhaitable.

<p>En outre, pour les sols en surface, les résultats des mesures devraient être interprétés dans leur ensemble, et non séparément entre le forage du piézomètre au droit du site et les points de la campagne "état initial", notamment pour conclure en termes d'impact « <i>des retombées atmosphériques des émissions industrielles de la zone de Doniambo</i> » (p 108 du Livre C) ou de « <i>contamination par dépôts secs ou humides</i> » (p 144 du Livre C) pour le point E1 pris isolément : la conclusion d'un tel impact pour des métaux ne présentant pas de teneurs excessives dans les sols de surface sur la plupart des points de mesure (en l'occurrence <i>a minima</i> le cadmium et le mercure p 144) serait inappropriée. La plus ou moins grande régularité des concentrations dans les sols est un facteur clé à prendre en compte ici pour ce type d'interprétation : les concentrations dans les sols de surface sont susceptibles de varier fortement selon la pédologie ou des apports anthropiques locaux (comme interprété à juste titre dans le Livre C p 146 pour une anomalie locale pour le plomb), alors que l'accumulation des dépôts atmosphériques depuis des émissions atmosphériques de grande ampleur depuis une certaine distance sont attendues relativement régulières.</p> <p>Les éléments suivants seraient à intégrer à ce premier niveau d'interprétation des résultats :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Usage des sols au point de mesure, en particulier sol de culture ou sol laissé en place, et intervalle de profondeurs du prélèvement, qui influent sur la profondeur sur laquelle les dépôts depuis l'atmosphère se répartissent, nonobstant le brassage naturel des sols de surface. Les fiches de prélèvement reportées en Annexe 23.1 comportent ces informations. L'épaisseur de prélèvement sur le point de forage du piézomètre au droit du site serait à préciser par la suite : la notation superposée « <i>surface</i> » et « <i>0,20 m</i> » dans le Tableau 19 p 123) et la coupe du forage en Annexe 21 suggèrent un échantillon de la surface à 0,2 m (ce qui correspond à la première couche de sol identifiée, la profondeur de 0,20 m correspondant à une limite entre deux couches), les tableaux de résultats des analyses indiquent ensuite une profondeur de 0,2 m. • Concentrations mesurées en profondeur sur le forage du piézomètre au droit du site, comme effectivement pratiqué pour les sols de surface en ce point de forage, p 142-144. Mais avec prudence : des teneurs en surface supérieures aux teneurs en profondeur (0,5 à 3 m) ne reflètent pas forcément une contamination, mais peuvent être liées à une différence de pédologie (sols plus argileux ou limoneux "captant" davantage les métaux, phénomène de latérisation). En revanche des teneurs en surface élevées mais inférieures aux teneurs relevées en profondeur sont à relativiser, car non supérieures au fond géochimique local (comme abordé p 142 du Livre C). • Position par rapport aux sources d'émission selon les directions <u>dominantes</u> du vent, un impact éventuel par retombées atmosphériques depuis ces sources étant supposée être liée à une accumulation dans la durée. 	<p>Défaut de complétude du cadre d'interprétation pour l'état initial et le suivi post exploitation pour les sols de surface.</p> <p><u>A développer en temps que de besoin</u> à l'occasion des campagnes de surveillance <u>à venir</u>.</p>
<p>L'établissement d'un profil de concentrations dans l'air et des dépôts hors impact du site ProMed, éventuellement selon les saisons et les conditions météorologiques, serait précieux pour interpréter d'éventuelles augmentations des concentrations dans l'air lors de campagnes de surveillance ultérieures.</p> <p>Des éléments sont fournis en ce sens dans le Livre C dans la présentation des résultats Scal'Air :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pour la Campagne 2012-2013, p 70 : « <i>Sur l'ensemble des points de mesure, Scal'Air observe une corrélation positive entre les niveaux d'arsenic, de cadmium, de plomb et de nickel et les niveaux de particules PM10. Cette corrélation est plus marquée pour le nickel</i> » • Dans la « <i>Conclusion sur les métaux dans l'air ambiant</i> » p 71 : considérations sur variations saisonnières et l'influence du sens du vent et citation du rapport Scal'Air : « <i>L'ensemble de ces résultats atteste de l'exposition excessive des habitants de l'agglomération de Nouméa au nickel de granulométrie PM10 dans l'air ambiant</i> » • Dans le résumé pour interprétation de l'ensemble des résultats Scal'Air p 108 : « <i>Les campagnes de mesures attestent l'origine industrielle (zone de Doniambo) de la pollution aux métaux dans les poussières PM10</i> » • Dans la conclusion de la campagne 2011 p 67 : « <i>L'étude met en évidence, sur les sites mobiles, une corrélation entre les niveaux de nickel et les niveaux de poussières PM10 et PM2,5 : "les concentrations en PM10 évoluent globalement de la même manière". Il existe</i> 	<p>Défaut de complétude du cadre d'interprétation pour la surveillance.</p> <p><u>A développer en temps que de besoin</u> à l'occasion des campagnes de surveillance <u>à venir</u>.</p>

"un niveau de fond de particules PM10 ne contenant pas ou peu de particules de nickel" auquel s'ajoute " une fraction de particules PM10 riche en nickel" découlant de l'activité anthropique, et principalement des émissions d'origine industrielle liée à l'usine de valorisation du nickel de Doniambo située à proximité sous les vents dominants. D'après le fonctionnement de l'usine et "du fait des procédés industriels, ces émissions ne sont pas continues et peuvent varier d'une journée à l'autre ou au cours de la même journée." " D'autres types d'émissions connus comme la centrale thermique de Doniambo, le trafic routier, les petites industries localisées, les brûlages à l'air libre d'origine domestique peuvent expliquer les niveaux de pointes de poussières PM10 ne contenant pas de nickel." »

Ces indications apparaissent toutefois en partie contradictoires entre elles quant aux corrélations entre PM10, nickel, arsenic, cadmium, plomb, et quant à l'attribution au site industriel Doniambo des concentrations en métaux hors nickel dans l'air ambiant. Une vérification des résultats dans les rapports sources de Scal'Air aurait été souhaitable pour préciser ces points. Elle apporterait les précisions suivantes :

- Rapport Scal'Air des campagnes du 1^{er} semestre 2011 (résultats sur la station mobile de N'DU , 7 campagnes d'une semaine, p 33-34 ; et directions des vents d'après le Livre C tableau p 63-66) :
 - Nickel: très bonne corrélation avec les vents vers N'DU depuis Doniambo pour le nickel total (mesuré sur les PM10), moindre pour le nickel porté par les PM2,5 ;
 - Arsenic, cadmium et plomb : pas de corrélation apparente avec les vents vers N'DU, (donc) pas de corrélation avec le Nickel ;
 - Arsenic, cadmium et plomb sont portés essentiellement par les PM2,5, au contraire du Nickel (55 à 86 % sur PM>2,5), comme signalé par Scal'Air p 35. Toutefois, arsenic, cadmium et plomb ne sont pas corrélés aux PM2,5 en concentrations, ni le nickel étroitement aux PM10 : un bruit de fond variable en poussières PM2,5 et PM10 non porteuses de ces métaux limite une telle corrélation.
- Rapport Scal'Air Campagne 2012-2013, p 49: la corrélation entre métaux et PM10 rapportée par Capse p 70 ne peut être étudiée pour la station Numbo, faute de mesure des PM10 sur l'une des deux campagnes réalisées. Sur ces deux campagnes en cette station, parmi arsenic, cadmium et plomb, seul le cadmium évolue en concentrations dans le même sens que le nickel : cela paraît insuffisant pour conclure à une corrélation entre les trois métaux et le nickel. On n'observe pas de corrélation non plus entre les PM10 et les métaux (dont le nickel) sur la station Logicoop, un peu plus éloignée (à une relative proximité du point de mesure " Crèche du Caillou Blanc" des campagnes "état initial".

En conclusion : les données Scal'Air ne mettent pas en évidence d'autre corrélation que « *l'origine industrielle (zone de Doniambo) de la pollution* » au nickel « *dans les poussières PM10* ». En temps que de besoin, cette analyse serait à poursuivre, approfondir (en termes de nombre de points) et élargir (en termes de métaux) pour la zone d'étude à partir des résultats des campagnes "état initial", à l'occasion de l'interprétation des résultats des campagnes de surveillance à venir.

ANNEXE 4 : METAUX – RECHERCHE DE REPARTITION, VERIFICATION DES TRACEURS DE RISQUE

L'objet de la présente annexe est :

- la recherche d'une „meilleure estimation“ de la répartition entre métaux à l'émission pour le futur incinérateur ;
- la hiérarchisation de ces métaux suivant des indices de hiérarchisation tels qu'utilisés dans le Livre C (§ 5.7.5) ; et enfin
- la vérification de la "couverture" de l'ensemble des métaux par les traceurs de risque retenus dans le Livre C avec les niveaux d'émission associés.

1. METHODE, DISCUSSION

1.1 RECHERCHE D'UNE "MEILLEURE ESTIMATION" DE LA REPARTITION ENTRE METAUX.

La "meilleure estimation" de la répartition entre métaux sera exprimée sous la forme de facteurs d'émission de type OMINEA ($\text{mg}_{\text{émis}}/\text{t}_{\text{déchets}}$).

1.1.1 Présentation et hiérarchisation des données disponibles

Les données disponibles pour cette recherche se rapportent à différents paramètres, pour différentes époques et régions et parfois pour différents types de déchets. Les données utilisées sont reportées dans le Tableau 1 p 3 par ordre décroissant de pertinence supposée.

1.1.2 Extrapolation des données sources en facteurs d'émission

Les facteurs d'émission de l'OMINEA sont repris en l'état.

Les données issues des autres sources sont extrapolées en facteurs d'émission de type OMINEA à partir des données relatives aux métaux renseignés à la fois dans les autres sources et dans la base de données OMINEA : pour un métal d'une autre source, ce n'est pas le niveau d'émission selon l'autre source qui est repris, mais les rapports de proportion, dans l'autre source, entre ce métal et les métaux communs à cette autre source et à la base OMINEA. Ces rapports de proportion sont ensuite appliquée aux facteurs d'émission OMINEA des métaux communs.

On obtient ainsi pour ce métal autant de facteurs d'émission extrapolés que de métaux de référence renseignés à la fois dans l'autre source et dans la base de données OMINEA. On se ramène alors à un facteur d'émission extrapolé unique pour ce métal par moyenne géométrique des différentes valeurs extrapolées individuelles ainsi obtenues.

Par exemple, si l'antimoine, non renseigné dans la base de donnée OMINEA, présente dans une autre source sélectionnée des émissions égales à 10 fois celles du nickel dans cette autre source (le nickel étant renseigné dans la base OMINEA), le facteur d'émission extrapolé à partir du nickel sera égal à 10 fois le facteur d'émission du nickel selon la base OMINEA.

Ainsi, la pertinence de cette extrapolation ne dépend pas tant des valeurs absolues dans les autres sources, que du degré de similitude, entre les différentes sources, des proportions entre métaux dans les émissions. Ce degré de similitude dépendra de la composition et de la quantité des déchets incinérés et des procédés d'incinération et de traitement des fumées. Il paraît mieux assuré entre proportions qu'entre valeurs absolues. La proportion entre métaux à l'émission pourra en particulier être maintenue pour des métaux de comportements relativement proches dans le processus d'incinération et de traitement et pour des proportions en métaux relativement proches dans les déchets incinérés. Ce deuxième facteur n'est pas renseigné dans les sources consultées. Pour tenir compte du premier facteur, on a exclu le mercure comme métal de référence pour ces extrapolations. En outre, pour le cas du cobalt, où des teneurs dans des déchets ménagers incinérés en Usine d'Incinération d'Ordures Ménagères (UIOM) sont utilisées, seul le nickel, métal proche du cobalt chimiquement et physiquement (notamment pour la température d'ébullition : 2913°C pour le nickel, 2927°C pour le cobalt), est utilisé comme métal de référence pour l'extrapolation du facteur d'émission.

Dans le Tableau 2 de calcul p 6, au sein d'une source non OMINEA, les données à extrapoler sont marquées en jaune et les données des métaux servant de référence pour l'extrapolation sont marquées en vert. Les métaux correspondants sont signalés respectivement entre parenthèses et en italique dans le Tableau 1 ci-dessous.

Tableau 1 : Données utilisées et modes d'extrapolation pour l'obtention d'une „meilleure estimation“ de la répartition entre métaux

Source	Données et extrapolation	Métaux	Pertinence pour l'étude ProMed
1. OMINEA (Consultation fin 2020 : Livre C p 327)	Facteurs d'émission français actuels (médiane sur 2014-2018), incinérateurs de déchets dangereux.	As, Pb, Cr tot, Cu, Ni	Relativement bonne, meilleure disponible : <ul style="list-style-type: none"> Données françaises récentes ; Composition/quantité des déchets et procédés d'incinération et de traitement non précisés
2. ASTEE, 2003 (cf. Livre C p 325)	Proportions entre niveaux d'émission mesurés sur 14 Usines d'Incinération d'Ordures Ménagères (UIOM) respectant les normes de la Directive européenne de 2000, c'est-à-dire pour les métaux celles des deux Circulaires de Septembre 2002 applicables aux UIOM et à l'incinération de déchets dangereux (normes d'émission identiques). Ces proportions sont exprimées sous formes de concentrations à l'émission rapportées à la VLE de 0,5 mg/Nm ³ pour les "9 métaux".	Mn (et As, Pb, Cr tot, Ni)	Moyenne, à valeur indicative : <ul style="list-style-type: none"> Données françaises relativement récentes, compatibles avec le cadre réglementaire actuel ; Procédés d'incinération et de traitement non précisés, vraisemblablement différents du système gazéification+combustion de ProMed ; Déchets ménagers plutôt que déchets dangereux.
3. US EPA, 1996 : draft du rapport non disponible US EPA, 1999	Statistiques de concentrations à l'émission mesurées sur des incinérateurs de déchets dangereux aux Etats-Unis avant 1996. Les valeurs médianes sont reprises ici car moins sensibles aux phénomènes extrêmes ou aux limites de détection que des moyennes ou des maxima. Les tableaux du rapport de l'US EPA indiquent le nombre de mesures réalisées et le taux de détection. Lorsque le taux de détection est inférieur à 0,5, la valeur médiane est une limite de détection. Le cas se présente pour trois métaux renseignés, Ti, Be et Se. Les limites de détection sont retenues ici comme proches (par excès) des valeurs réelles d'émission pour deux métaux (Be et Se) où le taux de détection est relativement proche de 0,5 (resp. 0,29 et 0,38), mais pas pour TI (taux de détection de 0,057).	Sb, Ag, Ba, Be, Se (et As, Pb, Cr tot, Cu, Ni, Cr VI)	Mauvaise, à valeur indicative : <ul style="list-style-type: none"> Incinérateurs américains anciens, composition/quantité des déchets et procédés d'incinération et de traitement non précisés ; Données potentiellement légèrement moins complètes et actuelles que celles de l'US EPA, 1999¹ ; Médianes moins sensibles aux phénomènes extrêmes ou aux limites de détection que des moyennes ou des maxima, voire que des maxima de valeurs médianes ; Information disponible quant à la situation de la médiane par rapport à la limite de détection ; Valeurs légèrement par excès pour Be et Se.
4. RECORD, 2003, d'après US EPA, 1999	Bornes hautes approximatives, déterminées par l'étude RECORD, d'une série de médianes (par incinérateur, issues de US EPA, 1999) de concentrations à l'émission mesurées sur 23 incinérateurs de déchets dangereux aux Etats-Unis avant 1999. Les quatre métaux décrits étant également renseignés dans la base de données OMINEA, ces données ne sont <i>in fine</i> pas utilisées ici. Elles sont rapportées ici pour indication de la variabilité des répartitions de la VLE entre métaux obtenues selon les différentes sources.	(As, Pb, Cr tot, Ni)	Mauvaise, à valeur indicative : mêmes remarques que pour US EPA, 1996, avec toutefois ; <ul style="list-style-type: none"> des données potentiellement légèrement plus nombreuses ; des maxima de valeurs médianes, davantage sensibles aux phénomènes extrêmes.

¹ En revanche, le statut de *draft* du rapport US EPA ne paraît pas susceptible d'affecter la qualité des données rapportées, s'agissant juste de statistiques sur des données collectées.

Source	Données et extrapolation	Métaux	Pertinence pour l'étude ProMed
5. Roberts et al., 1991 dans RECORD, 2003 (cf. Livre C p 324)	Concentrations maximales dans les poussières émises, mesurées sur 5 incinérateurs de déchets dangereux aux Etats-Unis dans les années 1980. Les métaux concernés étant également renseignés dans le rapport US EPA, 1996, ces données ne sont <i>in fine</i> pas utilisées ici. Elles sont rapportées ici pour indication de la variabilité des répartitions de la VLE entre métaux obtenues selon les différentes sources.	(Sb, Ag, As, Ba, Be, Cr tot, Cu, Ni, Pb, Se)	Très Mauvaise, à valeur indicative d'un ordre de grandeur : mêmes remarques que pour US EPA, 1996, avec en outre : <ul style="list-style-type: none"> des données plutôt moins nombreuses et plus anciennes ; des maxima de mesure, fortement sensibles aux phénomènes extrêmes (les minima ne sont pas du tout utilisables pour cause de fréquentes non-détections).
6. BREF Incinération (JRC, 2019, p 9)	Plages de teneurs typiques dans des déchets ménagers incinérés en UIOM en Allemagne, d'après des documents du Ministère allemand de l'environnement de 2001 et 2003. Pour l'extrapolation en facteur d'émission du cobalt, seul le nickel, métal proche chimiquement et physiquement du cobalt, est utilisé comme métal de référence. La moyenne géométrique des bornes de l'intervalle est utilisée. Il en résulte un rapport nickel / cobalt de 4, relativement faible au regard des productions mondiales (rapport de 20 environ ²) et des usages (largement similaires) respectifs.	Co (Ni) (Cr, Cu...)	Très mauvaise, à valeur indicative d'un ordre de grandeur : <ul style="list-style-type: none"> Données non françaises, mais européennes ; Données moyennement récentes (< 2003) ; Données sur des déchets ménagers traités en UIOM ; Données en entrée et non en sortie (mais extrapolation au moyen d'un métal au comportement très proche) ; Donnée <i>a priori</i> sûre, par excès ; Apparemment pas de troncature par les limites de détection.

1.2 HIERARCHISATION DES POTENTIELS DE RISQUE ENTRE METAUX ET CONTROLE DE LA "COUVERTURE" DE L'ENSEMBLE DES METAUX PAR LES TRACEURS DE RISQUE RETENUS

Comme dans le Chapitre 5.7.5 du Livre C, des indices de hiérarchisation sont calculés pour les différents métaux (hors Hg, Cd, et Tl, dont le traitement dans le choix des traceurs ne pose pas question) lorsque des données quantitatives sur les émissions et sur la toxicité (Valeurs Toxicologiques de Référence – VTR) sont disponibles.

Un premier calcul est effectué comme dans le Livre C avec les seuls traceurs de risque et les niveaux d'émission associés retenus dans le Livre C (somme des niveaux d'émission fixée à la Valeur Limite d'Emission (VLE) de 0,5 mg/Nm³).

Un second calcul est effectué en intégrant les autres métaux pour lesquels on dispose de données, tout en maintenant la somme des représentants des "9 métaux" réglementaires constante³ à 0,5 mg/Nm³. Ce second calcul est décliné en deux variantes, l'une intégrant les informations indicatives disponibles pour le cobalt, et l'autre ne les intégrant pas.

² En 201: nickel : 2.430.000 t ; cobalt : 123.000 t. Source: Wikipedia, d'après *USGS Minerals Information* 2016. Consultation mai 2021.

³ Dans le second calcul, le Chrome VI n'est pas ajouté au chrome total comme dans l'étude Capse, mais soustrait du chrome total pour en déduire le Chrome III, ce qui conduit à une stricte égalité de la somme des niveaux d'émission des représentants des "9 métaux" avec la VLE, au lieu d'un léger dépassement de la VLE dans l'ERS (l'ERS est légèrement sur-conservatoire).

Lorsque pour une voie d'administration et un type d'effets (ingestion ou inhalation, à seuil ou sans seuil), la somme des indices de hiérarchisation du deuxième calcul est inférieure ou égale à celle du premier calcul, cela signifie que les traceurs de risque avec leurs niveaux d'émissions retenus dans l'ERS "couvrent" l'ensemble de ces métaux⁴. Ce malgré un niveau d'émission total inférieur (limité à la VLE dans le premier calcul, VLE + autres métaux que les 9 réglementaires dans le second calcul), mais grâce au choix de traceurs de risques globalement plus toxiques que la "moyenne" des métaux (moyenne pondérée par les niveaux d'émission).

Pour permettre cette comparaison des indices de hiérarchisation entre le premier et le second calculs, les niveaux d'émission utilisés pour le calcul d'indices de hiérarchisation ont été câlés sur la VLE pour les représentants des "9 métaux" et exprimés en concentrations émises (mg/Nm^3) : les niveaux d'émission considérés ici correspondent donc à des VLE déclinées par métal. Les indices de hiérarchisation ainsi obtenus ne sont pas directement comparables à ceux du Chapitre 5.7.5 du Livre C, calculés eux à partir de concentrations d'émission réalistes attendues (et non de concentrations d'émission limites).

Les VTR utilisées ici sont celles présentées dans l'ERS, corrigées pour le nickel⁵ et complétées, pour les métaux supplémentaires, sur la base des VTR et choix de VTR indiqués dans le Portail Substances Chimiques de l'INERIS d'une part, des règles de choix de la Note d'information DGS de 2014 citées au Chapitre 5.7.4.1 du Livre C d'autre part.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

Les données collectées et extrapolées et les indices de hiérarchisation calculés sont reportés et discutés ci-après.

Le premier tableau comprend en outre une conversion des facteurs d'émission (en $\text{mg}_{\text{émis}} / \text{t}_{\text{déchet}}$) en concentrations à l'émission attendues dans le cas de l'incinérateur de ProMed, pour les métaux et pour quelques autres (familles de) composants, pour comparaison avec la VLE (cf. discussion dans l'Annexe 3 § 3.5).

⁴ En termes d'indices de hiérarchisation. Rappelons que ces indices ne tiennent pas compte d'éventuelles différences d'efficacité du transfert vers les milieux d'exposition, différences faibles pour la dispersion atmosphérique, le dépôt au sol et le mélange dans le sol pour les métaux considérés, les paramètres de dispersion dans l'air étant identiques, mais différences potentiellement importantes pour le transfert vers les aliments.

⁵ Choix INERIS 2017 plutôt que choix ANSES 2016.

Tableau 2 : Elaboration d'une „meilleure estimation“ de la répartition entre métaux et concentrations réalistes à l'émission attendue

		Jaune: donnée à extrapoler		Vert: donnée utilisée pour l'extrapolation																			
Source	RECORD, 2003 Déchets dangereux (5 incinérateurs – Données US EPA années 80s)		RECORD, 2003 Déchets dangereux (d'après stats US EPA, 1999)		US EPA, 1996 (Draft) Emissions database Déchets dangereux, "Incinerator"		ASTEE, 2003 14 UIOM conformes à Dir. EU 200, valeurs 1999 - 2000		BREF, 2019 Teneurs typ-iques déchets UIOM		OMINEA Déchets dangereux Médiane des années 2014 à 2018				VLE (appliquée dans l'ERS) (µg/Nm3)	Elaboration d'une "Meilleure estimation"							
	Concentration max. dans particules émises (mg/kg de particules)	Poids relatif sur les 9 (%)	Max de médianes à émission (µg/m ³)	Poids relatif sur les 9 (%)	Concentr ⁿ médiane à l'émission (µg/Nm ³)	n	Poids relatif sur les 9 (%)	Répartition partielle de la VLE (µg/m ³)	Poids relatif sur les 9 (%)	mg/Kg déchet sec	Médiane (mg/Mg déchet)	Poids relatif sur les 9 (%)	Flux * (mg/h)	Concentr ⁿ * (µg/Nm ³)		As	Pb	Cr	Ni	Cd	mg/Mg déchet	Poids relatif sur les 9 (%)	Qualité/Pertinence des données
Antimoine	15.200	12			7,27	164	4,4								20	6	16	19	9	12,4	3,4	Mauvaise (de USA 1990s)	
Arsenic	< LD			10	4,44	253	2,7		2,8	12,5	3,9	5,2	0,59							12,5	3,4	Bonne / Sûre	
Plomb	10.000	8,2	500	76	92,2	241	56		69	72,0	22	29,9	3,4						72,0	20	Bonne		
Cr tot	47.500	39	50	8	25,4	272	15		8,3	55,4	17	23,0	2,6						55,4	15	Bonne		
Cr VI					3,08	63	1,9													5,5	1,5	Plutôt sûr	
Cobalt										3-10										13,0	3,5	Très mauvaise (de déchet UIOM)	
Cuivre																				90,4	24	Bonne	
Manganèse										20										21	5,7	Mauvaise (de UIOM)	
Nickel	49.000	40	100	15	35,3	110	21		14	92,2	29	38,2	4,4		25	6	37	37	92,2	25	Bonne		
Vanadium									4-11														
Argent	1.880	1,5			2,47	137	1,50								6,95	1,93	5,39	6,45	2,90	4,2	1,1	Mauvaise (de USA 1990s)	
Baryum	3.090	2,5			29,7	155	18,04								83,6	23,2	64,8	77,6	34,9	51	14	Mauvaise (de USA 1990s)	
Béryllium	6	0,005			0,254	213	0,15								0,72	0,20	0,55	0,66	0,30	0,43	0,12	Mauvaise, majorée (de USA 1990s, LD)	
Etain																							
Sélénium	61.600	51			1,26	72	0,8								3,5	1,0	2,7	3,3	1,5	2,2	0,58	Mauvaise, majorée (de USA 1990s, LD)	
Tellure																							
Zinc										735,8	228	305	35							736	199	Bonne	
Cadmium	4.300	3,5			6,89	256				8,1		3,4	0,38	50						8,1		Bonne	
Thallium																							
Mercur	56				9,51	177				36,7		15	1,7	50						36,7			
Sb+As+Pb+Crtot +Co+Cu+Mn+Ni+V Tous hors Hg, Cd, Tl	121.700 188.276	100 155	660 660	100 100	165 201		100	360 360	100 100	322,5 1.058	100 328		15	500						369 1.168	100 317		
n: Nombre de mesures		* Flux et concentrations: pour 2 707 t/an de déchets sur 272 j = 9,95 t/j et 8750 Nm3 de gaz/h		Be, Se (US EPA, 1996): limite de détection (LD), mais supposé proche de la médiane car taux de détection de 29 resp. 38 %		TI (US EPA, 1996) médiane donnée de 5,15, mais pour taux de détection de 5,7%																* Meilleure estimation = OMINEA ou à défaut moyenne géométrique des extrapolations As: "Bonne / sûre": compte-tenu de la limitation en entrée dans les déchets	
COV hors CH4										11094		4.600	526	1,00E+04	En gras: les "9 métaux" de l'Arrêté de Sept. 2002 (avec Cr VI inclus dans Cr Tot)								
PCDD-F (VLE en I-Teq, facteur d'émission en I-Teq ou réel, non précisé)										1,89E-04		7,8E-05	9,0E-06	1,00E-04	En italique: Qualité/Pertinence des données: très mauvaise								
SO2										53849		22.330	2552	5,00E+04									

Tableau 3 : Indices de hiérarchisation calculés à partir de la „meilleure estimation“ élaborée, sans le cobalt

	VTR				Concentrations à l'émission à la VLE hors Cd, Ti, Hg (mg/Nm3)		Indice de hiérarchisation des risques								
	Inhalation		Ingestion				Inhalation à seuil: émission / VTR		Inhalation sans seuil: émission x VTR		Ingestion à seuil: émission / VTR		Ingestion sans seuil: émission x VTR		
	A seuil mg/m3	Sans seuil (mg/m3)-1	A seuil mg/kg/j	Sans seuil (mg/kg/j)-1	Traceurs de risque & émissions de l'ERS	Jeu complet correspondant	Traceurs de risque	Jeu complet	Traceurs de risque	Jeu complet	Traceurs de risque	Jeu complet	Traceurs de risque	Jeu complet	
Antimoine	3,0E-04		6,0E-03			0,017	0	5,8E+01	-	-	0	2,9E+00	-	-	
Arsenic	1,5E-05	0,15	4,5E-04	1,5	0,0195	0,018	1,3E+03	1,2E+03	-	2,9E-03	2,6E-03	4,3E+01	3,9E+01	2,9E-02	2,6E-02
Plomb		0,012	3,6E-02	0,0085	0,1115	0,1011	-	-	-	1,3E-03	1,2E-03	3,1E+00	2,8E+00	9,5E-04	8,6E-04
Cr III	2,0E-03		3,0E-01		0,086	0,070	4,3E+01	3,5E+01	-	-	-	2,9E-01	2,3E-01	-	-
CrVI	3,0E-05	40	1,0E-03	0,5	0,0086	0,0078	2,9E+02	2,6E+02	-	3,4E-01	3,1E-01	8,6E+00	7,8E+00	4,3E-03	3,9E-03
Cobalt	1,0E-04	7,7	1,5E-03			<i>0,000</i>	0	0,0E+00	-	0	0,0E+00	0	0,0E+00	-	-
Cuivre	1,0E-03		1,4E-01		0,14	0,13	1,4E+02	1,3E+02	-	-	-	1,0E+00	9,1E-01	-	-
Manganèse	3,0E-04		5,5E-02			0,030	0	9,9E+01	-	-	-	0	5,4E-01	-	-
Nickel	9,0E-05	0,26	2,8E-03		0,143	0,129	1,6E+03	1,4E+03	-	3,7E-02	3,4E-02	5,1E+01	4,6E+01	-	-
Vanadium	1,0E-03		2,0E-03						-					-	-
Argent			5,0E-02			0,006	-	-	-	-	-	0	1,2E-01	-	-
Baryum	1,0E-03		2,0E-01			0,071	0	7,1E+01	-	-	-	0	3,6E-01	-	-
Béryllium	7,0E-06	2,4	2,0E-03			0,0006	0	8,7E+01	-	0	1,5E-03	0	3,1E-01	-	-
Etain									-					-	-
Sélénium	2,0E-02		5,0E-03			0,0030	0	1,5E-01	-	-	-	0	6,1E-01	-	-
Tellure									-					-	-
Zinc			3,0E-01			1,03	-	-	-	-	-	0	3,4E+00	-	-
Sb+As+Pb+CrIII+VI+Co+Cu+Mn+Ni+V						0,5086	0,500	3,36E+03	3,19E+03	3,9E-01	3,5E-01	1,1E+02	1,0E+02	3,4E-02	3,1E-02
Tous hors Hg, Cd, Ti						0,5086	1,61	3,36E+03	3,35E+03	3,9E-01	3,5E-01	1,07E+02	1,05E+02	3,4E-02	3,1E-02
En gras: les "9 métaux" de l'Arrêté de Sept. 2002 (Cr tot découpé en Cr III et Cr VI)							Complet ≤ Traceurs: OK		Complet ≤ Traceurs: OK		Complet ≤ Traceurs: OK		Complet ≤ Traceurs: OK		

Tableau 4 : Indices de hiérarchisation calculés à partir de la „meilleure estimation“ élaborée, avec le cobalt

	VTR				Concentrations à l'émission à la VLE hors Cd, Ti, Hg (mg/Nm3)		Indice de hiérarchisation des risques								
	Inhalation		Ingestion				Inhalation à seuil: émission / VTR		Inhalation sans seuil: émission x VTR		Ingestion à seuil: émission / VTR		Ingestion sans seuil: émission x VTR		
	A seuil mg/m3	Sans seuil (mg/m3)-1	A seuil mg/kg/j	Sans seuil (mg/kg/j)-1	Traceurs de risque & émissions de l'ERS	Jeu complet correspondant	Traceurs de risque	Jeu complet	Traceurs de risque	Jeu complet	Traceurs de risque	Jeu complet	Traceurs de risque	Jeu complet	
Antimoine	3,0E-04		6,0E-03			0,017	0	5,6E+01	-	-	0	2,8E+00	-	-	
Arsenic	1,5E-05	0,15	4,5E-04	1,5	0,0195	0,017	1,3E+03	1,1E+03	-	2,9E-03	2,5E-03	4,3E+01	3,8E+01	2,9E-02	2,5E-02
Plomb		0,012	3,6E-02	0,0085	0,1115	0,0976	-	-	-	1,3E-03	1,2E-03	3,1E+00	2,7E+00	9,5E-04	8,3E-04
Cr III	2,0E-03		3,0E-01		0,086	0,068	4,3E+01	3,4E+01	-	-	-	2,9E-01	2,3E-01	-	-
CrVI	3,0E-05	40	1,0E-03	0,5	0,0086	0,0075	2,9E+02	2,5E+02	-	3,4E-01	3,0E-01	8,6E+00	7,5E+00	4,3E-03	3,8E-03
Cobalt	1,0E-04	7,7	1,5E-03			<i>0,018</i>	0	1,8E+02	-	0	1,4E-01	0	1,2E+01	-	-
Cuivre	1,0E-03		1,4E-01		0,14	0,12	1,4E+02	1,2E+02	-	-	-	1,0E+00	8,7E-01	-	-
Manganèse	3,0E-04		5,5E-02			<i>0,029</i>	0	9,5E+01	-	-	-	0	5,2E-01	-	-
Nickel	9,0E-05	0,26	2,8E-03		0,143	0,125	1,6E+03	1,4E+03	-	3,7E-02	3,2E-02	5,1E+01	4,5E+01	-	-
Vanadium	1,0E-03		2,0E-03												
Argent			5,0E-02			<i>0,006</i>	-	-	-	-	-	0	1,1E-01	-	-
Baryum	1,0E-03		2,0E-01			<i>0,069</i>	0	6,9E+01	-	-	-	0	3,4E-01	-	-
Béryllium	7,0E-06	2,4	2,0E-03			<i>0,0006</i>	0	8,4E+01	-	0	1,4E-03	0	2,9E-01	-	-
Etain															
Sélénium	2,0E-02		5,0E-03			<i>0,0029</i>	0	1,5E-01	-	-	-	0	5,8E-01	-	-
Tellure															
Zinc			3,0E-01			<i>1,00</i>	-	-	-	-	-	0	3,3E+00	-	-
Sb+As+Pb+CrIII+VI+Co+Cu+Mn+Ni+V					0,5086	0,500	3,4E+03	3,3E+03	-	3,9E-01	4,7E-01	1,07E+02	1,09E+02	3,4E-02	3,0E-02
Tous hors Hg, Cd, Ti					0,5086	1,58	3,36E+03	3,40E+03	-	3,9E-01	4,7E-01	1,07E+02	1,13E+02	3,4E-02	3,0E-02
En gras: les "9 métaux" de l'Arrêté de Sept. 2002 (Cr tot découpé en Cr III et Cr VI)							Complet ~ Traceurs: OK		Complet > Traceurs:		Complet ~ Traceurs: OK		Complet ≤ Traceurs: OK		
En italique: Qualité/Pertinence des données: très mauvaise															

Les métaux non retenus pour l'ERS présentent tous l'un ou l'autre indice de hiérarchisation supérieur à au moins un des traceurs de risque :

- Le Cr III en particulier est dépassé en indice de hiérarchisation par tous les métaux non sélectionnés sur l'une et/ou l'autre voie d'administration.
 - Hors des "9 métaux", jusqu'à un facteur 2,6 par Ba, Be, Se, et un facteur 15 par le Zn par ingestion ;
 - Parmi les "9 métaux", par le manganèse et surtout l'antimoine pour les deux voies, d'un facteur 1,7 à 12 par le manganèse et surtout l'antimoine par ingestion.
- Le cuivre est dépassé par l'antimoine et le Zinc pour l'ingestion (d'un facteur 3 à 4), mais reste dominant pour l'inhalation.
- Le plomb est légèrement dépassé par l'antimoine et le Zinc pour l'ingestion et les effets à seuil. Mais il présente en outre des effets sans seuil.
- Le cobalt présente des indices de hiérarchisation parmi les plus élevés pour les voies et effets pour lesquels il dispose d'une VTR.

En outre :

- Parmi les "9 métaux", le manganèse et l'antimoine sont plus toxiques que le Cr III (d'un facteur 10 pour l'inhalation, 5,5 et 50 respectivement pour l'ingestion) et que le cuivre (d'un facteur 3 pour l'inhalation, 2,5 et 23 respectivement pour l'ingestion), voire que le plomb par ingestion pour le manganèse. Leur substitution par les traceurs de risque retenus n'est donc pas d'office conservatoire. Il en va de même pour le vanadium pour l'ingestion, et encore bien davantage pour le cobalt, qui, parmi les "9 métaux", est le troisième plus toxique pour l'ingestion pour les effets à seuil et le deuxième plus toxique pour l'inhalation, effets à seuil et sans seuil confondus⁶.
- Les métaux autres que les "9 métaux" ne sont pas représentés en concentrations par les traceurs de risque. Les risques associés ne sont donc pas pris en compte dans l'ERS, ce qui est en soi non conservatoire.

Toutefois, hors cobalt :

- Le cumul des indices de hiérarchisation des métaux non sélectionnés reste faible (< 10%) par rapport au cumul des indices de hiérarchisation des métaux retenus comme traceurs de risque avec leurs niveaux d'émission.
- Le cumul des indices de hiérarchisation tous métaux confondus, sélectionnés ou non, pour lesquels une "meilleure estimation" des niveaux d'émission a pu être élaborée, reste inférieur ou égal au cumul des indices de hiérarchisation des métaux traceurs de risque avec leurs niveaux d'émission tels que retenus dans l'ERS.

Il ressort de ces constats que, suivant la démarche de sélection des traceurs de l'ERS, hors le cas du cobalt :

- D'un point de vue numérique, le zinc serait autant à retenir comme traceur de risque que le Chrome III : la pertinence/qualité de ses données d'émission est égale, et son indice de hiérarchisation se place en 3^{ème} position pour l'ingestion à seuil (hors Cobalt).
- Au regard des indices de hiérarchisation obtenus, l'intégration du zinc et donc également du Cr III, parmi les traceurs de risque ne s'impose pas : les métaux qui déterminent l'essentiel des indices de hiérarchisation sont bien retenus parmi les traceurs de risque.
- Le même argument justifie la non-sélection des autres métaux non retenus, parmi les "9 métaux" réglementaires ou non. Pour ces métaux s'applique de surcroît l'argument de la moindre pertinence des données sources vis-à-vis de l'installation future étudiée.

⁶ L'Excès de Risque Unitaire (ERU) pour l'inhalation du cobalt de $(7,7 \text{ mg/m}^3)^{-1}$ correspond pour une exposition sur une vie entière à une VTR à une concentration-seuil de $1,3 \text{ E-6 mg/m}^3$.

- L'intégration du Cr III parmi les traceurs de risque se justifie toutefois par sa présence parmi les "9 métaux" réglementaires et par la pratique usuelle en matière d'ERS d'incinérateurs (RECORD, 2003, ASTEE, 2003, mais aussi des ERS d'autres incinérateurs consultées). Il s'agit d'une forme d'application du principe d'attention. Le zinc au contraire ne fait pas l'objet d'une attention particulière, ni réglementairement, ni par ailleurs (notamment du fait de son statut d'oligo-élément indispensable comme indiqué dans le Livre C § 5.7.5 p 362).
- Les métaux non retenus sont donc bien "couverts", en termes d'indices de hiérarchisation, par les traceurs de risque et leurs niveaux d'émission retenus dans l'ERS. Ce qui justifie le caractère conservatoire de la sélection retenue au regard des données disponibles.

Avec le cobalt, en revanche :

- Le cumul des indices de hiérarchisation des métaux non sélectionnés se situe entre 20 et 35% du cumul des indices de hiérarchisation des métaux retenus comme traceurs de risque avec leurs niveaux d'émission.
- Le cumul des indices de hiérarchisation tous métaux confondus, pour lesquels une "meilleure estimation" des niveaux d'émission a pu être élaborée, se situe :
 - au même niveau, à 6% près, que le cumul des indices de hiérarchisation des métaux traceurs de risque avec leurs niveaux d'émission tels que retenus dans l'ERS, pour les effets à seuil (voies inhalation et ingestion)
 - au dessus (23% : indice de 0,474 au lieu de 0,384) de ce niveau pour les effets sans seuil par inhalation.
- Ce dernier écart de 23 % se traduirait par un écart de 4-6% sur les Excès de Risque Individuels Globaux (ERG) calculés dans l'ERS (Tableau 145 p 474 Tableau 151 p 486, ou Tableaux 1 et 2 de l'Annexe 3 du présent avis), avec un ERG maximum dans les lieux fréquentés (Habitation n°9) de 5,5 E-6 au lieu de 5,19 E-6, sans impact notable sur l'appréciation des risques.

Pour le cobalt encore, du fait de la faible pertinence de la donnée initiale (teneurs dans des déchets d'UIOM), le facteur d'émission élaboré présente un caractère à peine indicatif (en ordre de grandeur). Il apparaît pertinent de ne pas retenir le cobalt parmi les traceurs de risque à intégrer aux calculs de l'ERS. L'analyse des incertitudes présentée éclaire toutefois les enjeux liés à ce métal dans l'ERS et dans la surveillance future des émissions voire des impacts : le cobalt est attendu comme un composé important potentiel en termes de risques sans seuils (et eux seuls), mais à un niveau n'impactant pas l'appréciation des risques (ce d'autant que, comme indiqué dans le Tableau 1 ci-dessus, le niveau d'émission retenu pour le cobalt est considéré comme plutôt sûr, estimé par excès).

En cohérence avec cette analyse, pour l'interprétation des données de surveillance, la VLE des "9 métaux" pourrait être déclinée en VLE individuelles (non réglementaires) par métal de l'ordre des concentrations d'émission utilisées ici pour le "second calcul" (avec l'ensemble des métaux étudiés), éventuellement légèrement réduites pour la part du vanadium manquante ici (faute de données). Un dépassement d'une ou de plusieurs de ces VLE par métal n'est pas attendu, au regard des concentrations d'émissions réalistes qui ressortent des données OMINEA. Un tel dépassement n'impliquerait pas en soi un risque inacceptable, car il pourrait être compensé par des niveaux d'émissions très inférieurs à ces VLE individuelles sur d'autres métaux.

ANNEXE 5 : RÉFÉRENCES CITÉES

ANSES, 2015. Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs. Avis de l'Anses. Rapport d'expertise collective. Septembre 2015 Édition scientifique.

ANSES, 2021. VTR construites et choisies par l'Anses - Base de données. Version au 01.04.2021. https://www.anses.fr/system/files/Affichage_VTR_VF_avril2021.XLSX.

ASTEE, 2003. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans l'étude d'impact d'une UIOM. Novembre 2003.

Biotope, 2018. méthodologique de l'étude d'impact environnemental des projets et de la mise en œuvre de la séquence ERC (Éviter-Réduire-Compenser) en Nouvelle-Calédonie.

CITEPA, 2020. Base de données OMINEA. <https://www.citepa.org/fr/ominea/>. Consultation fin 2020.

Dempsey Clyde R. et E. Timothy Oppelt, 1993. Incineration of Hazardous Waste: A Critical Review Update, Air & Waste, 43:1, 25-73, DOI:10.1080/1073161X.1993.10467116.

DGS, 2014. Note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31/10/14 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 Direction Générale de la Santé (DGS).

EMEP, 2013. Emission inventory guidebook 2013, 5.C.1.b.i, 5.C.1.b.ii, 5.C.1.b.iv Industrial waste incineration including hazardous waste and sewage sludge.

INERIS, 2002. METAUX – MERCURE. Rapport final pour le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA). DRC - 02-39266- AIRE /étude 10- 782 fmr. Décembre 2002.

INERIS, 2003a. Guide Méthodologique. Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'Impact des Installations Classées. 2003. www.ineris.fr.

INERIS, 2003b. Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion - Partie 1 : étude de l'exposition et du risque par inhalation. Rapport final. DRC-03-P45956/ERSA-n°93. Mai 2003.

INERIS, 2003bc. Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion - Partie 2 : Exposition par voies indirectes. DRC-03-45956/ERSA-n°92. Juin 2003.

INERIS, 2005. Impact des incertitudes liées aux coefficients de transfert dans les évaluations de risque sanitaire. Rapport d'étude n°67645/204. 19/10/2005.

INERIS, 2006. Exercice d'évaluation (2004) d'un site non impacté par une activité industrielle particulière. Conséquence en terme de fixation de critères générique de qualité des sols. DRC-06-75999-DESP/R10. 21/12/2006.

INERIS, 2010. Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle. DRC-08-94882-16675C. 01/08/10.

INERIS, 2011-2012. Le bulletin de la mesure et de la caractérisation des polluants dans les rejets atmosphériques. N° 1 : Mesure des Composés Organiques Volatils. Document non daté. Fin 2011 ou début 2012 d'après les sources citées et les dates de formations annoncées.

INERIS, 2012. Réutilisation des terres excavées sur des projets d'aménagement : élaboration de seuils vis-à-vis des risques sanitaires. DRC-11-115732-09274C. 29/02/2012.

INERIS, 2013. Evaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires des substances chimiques par les installations classées. Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. DRC-12-125929-13162B. Août 2003.

INERIS, 2015. Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. 21.02.2015.

INERIS, 2016a. GUIDE - Surveillance dans l'air autour des installations classées retombées des émissions atmosphériques. DRC - 16 - 158882 - 12366A. Novembre 2016.

INERIS, 2016b. Document complémentaire au guide de surveillance dans l'air autour des installations classées - Principales caractéristiques physico-chimique, valeurs de gestion et niveaux mesurés dans l'air ambiant, méthodes de mesures de certaines substances. DRC - 16 - 158882 - 10272A. Novembre 2016.

INERIS, 2017a. Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS. 23.06.2017.

INERIS, 2017b. Coefficients de transfert des éléments traces métalliques vers les plantes, utilisés pour l'évaluation de l'exposition - Application dans le logiciel MODUL'ERS. INERIS-DRC-17-163615-01452A. 26/06/2017.

INERIS, 2018. Choix de Valeur Toxicologique de Référence. Nickel et ses composés. Version 1 : 26/01/2018 DRC-17-163632-11337A.

INERIS, 2020: Choix de valeur toxicologique de référence. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Version 1 : 17/01/2020. DRC-20-180728-00256A.

INERIS/BRGM, < 2016. Guide de surveillance de l'impact sur l'environnement des émissions atmosphériques des installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux. INERIS DRC-13-136338-06193C. Non daté.

IVS, 2010. Comparaison de deux modèles gaussiens de dispersion atmosphérique – ADMS et ARIA Impact. Institut de veille sanitaire, AFSSA, INERIS, 2010.

IUHSP, 2001. Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union Européenne. Eléna Nerrière et Denis Zmirou. Institut Universitaire d'Hygiène et de Santé Publique. Septembre 2001.

JEFSA, 2012-2018. Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. 20.12.2012, update 10.04.2018.

JRC, 2019. Best Available Technique (BAT) Reference Document [BREF] for Waste Incineration, Industrial Emissions Directive 2010/75/EU, European Commission, 2019.

RIVM, 2007. CSOIL 2000 : an exposure model for human risk assessment of soil contamination, a model description, report n°711701054. 2007.

MEDE, 2014. Guide méthodologique pour l'élaboration du rapport de base prévu par la Directive IED. Version 2.2. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. Octobre 2014.

OEHHA, 2008-2014. TSD for Noncancer RELs December 2008 (Updated July 2014) - Appendix D. Individual Acute, 8-Hour, and Chronic Reference Exposure Level Summaries.

RECORD, 2003. Approche méthodologique pour l'évaluation des risques sanitaires liés à l'incinération des déchets industriels spéciaux, RECORD 01-0658/1A. Décembre 2003.

Roberts S.M., Teaf C.M., Bean J.A., 1999 in RECORD, 2003 : Hazardous waste incineration. Evaluating the Human Health and Environmental Risks. Lewis Publishers, 1999, New-York.

Scal'Air, 2011. Mesure de la qualité de l'air à l'anse N'Du, laboratoire mobile février-juin 2011. Décembre 2011.

Scal'Air, 2015. Mesure des métaux lourds à Nouméa en 2012-2013. Mars 2015.

US EPA, 1996. Draft Technical Support Document for HWC MACT Standards. Volume II: HWC Emissions Database. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. February 1996.

US EPA, 1999 in RECORD, 2003. Final technical support document for HWC MACT Standards- HWC Emissions Database - Volume II. Main report, 32 p – Appendix C : incinerators – Sections 7-8. 871 p. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response (5305). July 1999.

Wild S.R. and Jones K.C., 1995. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. Environ. Poll., 88: 91-108.

ANNEXE 6 : ACRONYMES

ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i> (États-Unis)
BREF	Best available technique (BAT) REFerence document
BTEX	Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes
COSV	Composés Organiques Semi-Volatils
COV	Composés Organiques Volatils
COVNM	Composés Organiques Volatils Non Méthaniques
CT	Concentration Tolérable
DDEA	Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter
DJE	Dose Journalière d'Exposition
ERI	Excès de Risque Individuel
ERU	Excès de Risque Unitaire
HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
OEHHA	<i>Office of Environmental Health Hazard Assessment</i> (EPA de Californie)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PCB	PolyChloroBiphényles
POP	Polluant Organique Persistant
QD	Quotient de Danger
RfC	<i>Reference Concentration</i> (= Concentration Tolérable CT)
RIVM	<i>Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu</i> (Institut national Hollandais pour la santé publique et l'environnement)
PCDD/F	Dioxines et furannes
VLE	Valeur Limite d'Emission
UIOM	Usine d'Incinération d'Ordures Ménagères
US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (États-Unis)
VLE	Valeur Limite d'Emission
VTR	Valeur Toxicologique de Référence