

2.5. Voies de transfert des polluants

2.5.1. Voies d'exposition à considérer

Les rejets de la chaufferie à prendre en compte pour l'ERS sont exclusivement des émissions atmosphériques. Par conséquent, la voie d'exposition à considérer en premier lieu est l'inhalation des substances émises à l'atmosphère. Les risques seront définis au niveau du point de retombées maximales.

Par ailleurs, il convient également de considérer les retombées au sol des polluants traceurs et ainsi de prendre en compte l'exposition par ingestion.

Les dépôts sur les sols sont significatifs pour les rejets particuliers. En revanche, les dépôts gazeux sont négligeables.

- S'agissant des polluants gazeux, seule la voie d'exposition par inhalation sera prise en compte ;
- S'agissant des polluants particuliers (HAP, métaux, dioxines), une contamination des sols est possible.

Le secteur d'étude n'est pas propice à la présence d'espaces de cultures ou d'élevages. Toutefois, compte tenu du contexte urbain, on peut raisonnablement envisager qu'il y ait des jardins privatifs et des poulaillers.

L'exposition des populations riveraines par ingestion sera donc également étudiée, par l'intermédiaire de différentes voies :

- ingestion directe de poussières de sol soumis aux éventuelles retombées atmosphériques du site,
- ingestion de végétaux (fruits et légumes) et d'œufs soumis aux éventuelles retombées atmosphériques du site.

Le bilan des voies d'exposition et des compartiments environnementaux concernés est fourni dans le schéma conceptuel des expositions présenté ci-après.

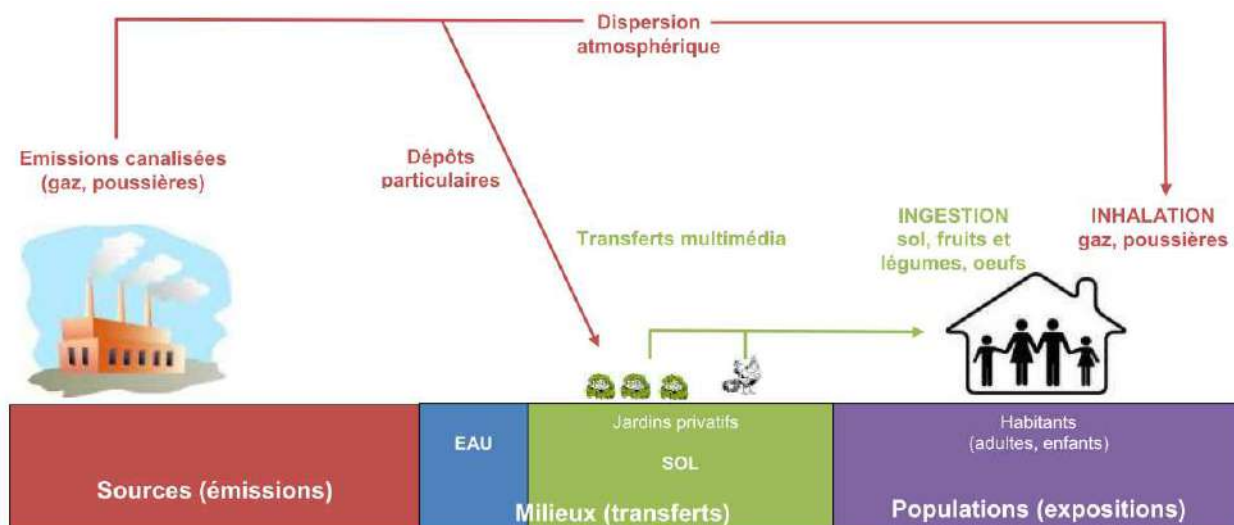
2.5.2. Schéma conceptuel

Véritable état des lieux du milieu, le schéma conceptuel doit, d'une manière générale, permettre de préciser les relations entre :

- les sources de pollution et les substances émises,
- les différents milieux et vecteurs de transfert et leurs caractéristiques,
- les enjeux à protéger : les populations riveraines, les usagers des milieux et de l'environnement, les milieux d'exposition, et les ressources naturelles à protéger.

Le but du schéma conceptuel est de représenter, sous forme graphique, de façon synthétique, tous les scénarii d'exposition directe ou indirecte, susceptibles d'intervenir. Le schéma conceptuel identifie donc les enjeux sanitaires et environnementaux qu'il conviendra de considérer dans la gestion du site.

Illustration n° 4 : Schéma conceptuel du site



3. Interprétation de l'état des milieux

Les mesures dans l'environnement constituent le seul moyen d'évaluer, au moment de l'étude, l'état des milieux et l'impact de l'ensemble des sources en présence.

Les milieux à caractériser en priorité sont les milieux récepteurs.

3.1. Choix des substances et milieux pertinents

Les substances et milieux pertinents sont définis en fonction des caractéristiques des émissions, de l'environnement et des activités à l'aide du schéma conceptuel. Les milieux à caractériser en priorité dans le cadre du suivi d'une ICPE, sont les milieux récepteurs.

Dans le cas du site VYNOVA, considérant les rejets atmosphériques comme principale source d'exposition, le milieu récepteur à considérer est le milieu AIR.

S'agissant des substances pertinentes, les traceurs à l'émission retenus sont les suivants : Poussières, NO₂, SO₂, COVnm, HAP, métaux.

3.1.1. Caractérisation des milieux et évaluation de la dégradation attribuable au site

a) Bilan annuel de qualité de l'air

ATMO Hauts-de-France publie régulièrement des bilans de la qualité de l'air sur le territoire régional. Les chapitres suivants sont directement issus du bilan territorial 2023 sur la qualité de l'air dans la région Hauts-de-France.

Illustration n° 5 : Bilan régional 2023 de la qualité de l'air



b) Surveillance atmosphérique

ATMO Hauts-de-France assure la surveillance de la qualité de l'air dans la région par le biais de 48 stations de mesures fixes.

Sur le secteur de Mazingarbe, les stations les plus proches sont les suivantes :

- Station de Nœux-les-Mines, localisée à 4 km du site
- Station de Béthune Stade, localisée à 9 km du site

Au regard de la distance d'éloignement, elles ne permettent pas de caractériser l'état du milieu atmosphérique dans la zone d'influence du site, mais donnent une indication sur la qualité du milieu atmosphérique.

Concentrations moyennes annuelles			
	2022	2023	2024
Station de Nœux-les-Mines			
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	18	15,2	14,9
NO2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9	-	7
O3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-	55	51
Station de Béthune Stade			
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	18,4	-	12,9
NO2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	14	10	10
O3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-	54	53

c) Modélisations urbaines

Illustration n° 6 : Concentrations moyennes annuelles en PM10 en 2023 – Site de VYNOVA

En 2023 Moyennes annuelles *estimées* sur le territoire

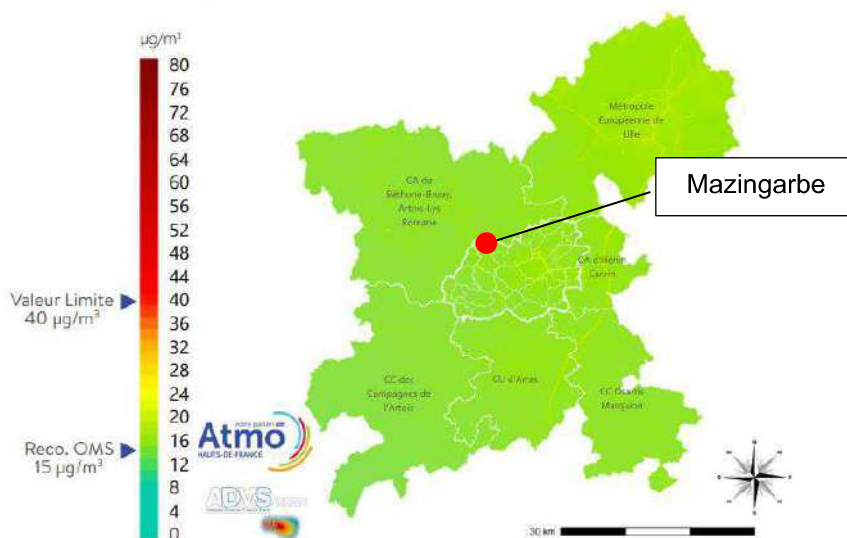


Illustration n° 7 : Concentrations moyennes annuelles en PM_{2,5} en 2023 – Site de VYNOVA

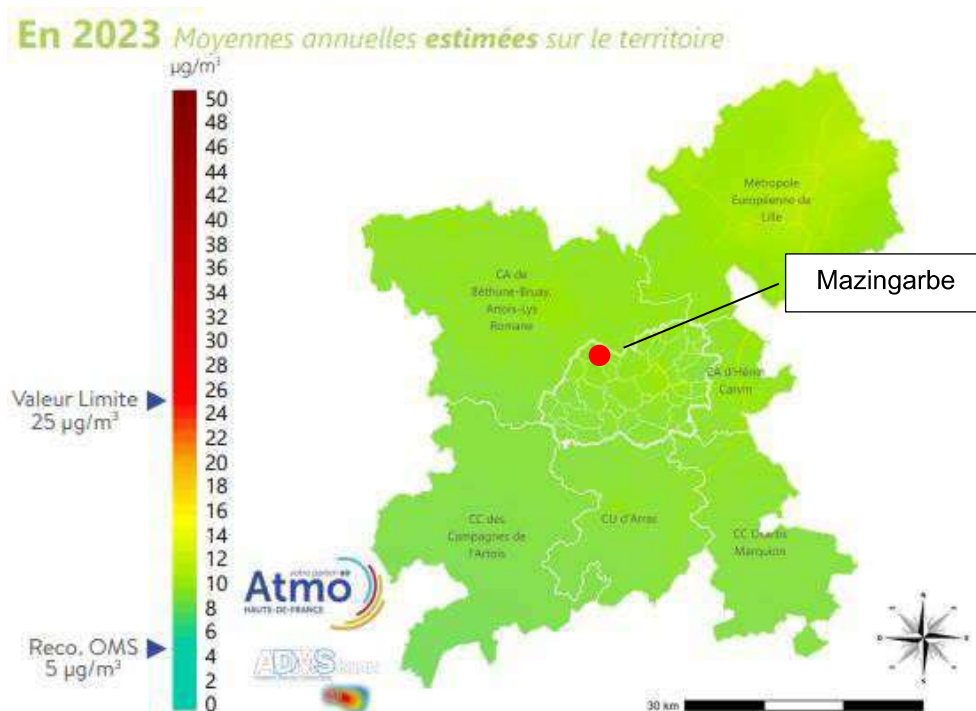
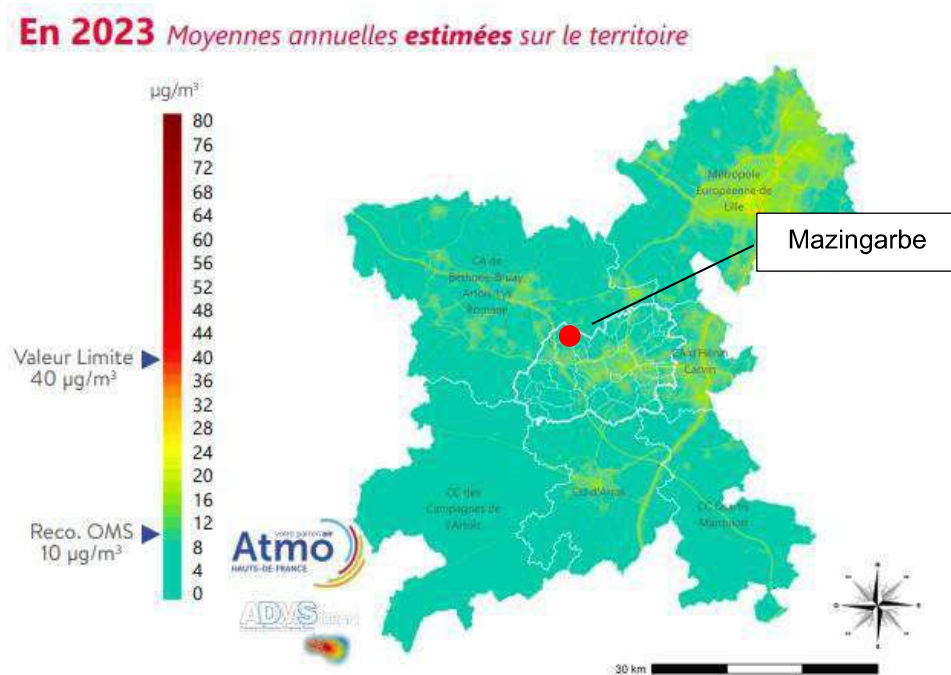


Illustration n° 8 : Concentrations moyennes annuelles en NO₂ en 2023 – Site de VYNOVA



3.1.2. Evaluation de la compatibilité des milieux

Cette démarche consiste à comparer les concentrations mesurées dans l'environnement avec les valeurs réglementaires ou indicatives sur la qualité des milieux.

La comparaison aux valeurs réglementaires va permettre de juger de la qualité des milieux au regard des références relatives à la protection de la santé des populations et en fonction des usages.

Les concentrations retenues pour caractériser le milieu AIR dans la zone d'influence du site VYNOVA sont issues de l'évaluation de la qualité de l'air dans le département.

L'illustration suivante permet de comparer les niveaux de concentration en polluants observés aux valeurs réglementaires relatives à la qualité de l'air définies par l'article R221-1 du Code de l'Environnement.

Illustration n° 9 : Conformité réglementaire des polluants mesurés

	Concentrations dans la zone d'influence du site ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle)	Valeurs réglementaires de qualité de l'air (R.221-1 du CE) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle)	
	Carte de modélisation (2023)	Valeur limite	Objectif de qualité
PM10	15 – 17	40	20
PM2,5	10 – 12	25	10
NO2	2 - 8	40	20

Les concentrations en polluants atmosphériques dans la zone d'étude de la chaufferie respectent les valeurs limites de référence pour la protection de la santé. Le milieu AIR peut donc être considéré comme compatible.

3.1.3. Evaluation qualitative de la dégradation liée aux émissions futures

Cette étape consiste à évaluer si les émissions futures du site peuvent remettre en cause les observations actuelles et leur interprétation. Pour cela, il convient de vérifier si :

- *l'augmentation des flux de certains polluants*
- *l'accumulation des substances pertinentes*

peuvent aboutir potentiellement à une dégradation nouvelle ou à une aggravation d'une dégradation existante.

Afin de réduire son impact environnemental, la société VYNOVA souhaite installer une chaufferie biomasse en complément de chaudières gaz déjà présentes sur son site de Mazingarbe.

Les chaudières continueront d'être exploitées de manière adéquate afin de respecter les valeurs limites d'émission réglementaires qui leur sont applicables.

Considérant l'état actuel du milieu atmosphérique (les concentrations annuelles mesurées dans l'environnement étant inférieures aux valeurs seuils réglementaires), le projet ne remettra pas en cause l'état du milieu.

3.1.4. Conclusions de l'IEM pour la suite de la démarche et la gestion des émissions

Conformément au guide méthodologique de l'INERIS, l'interprétation de l'état des milieux doit être complétée par une Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires afin de vérifier que la configuration projetée des installations VYNOVA n'engendrent pas de risques pour la santé des populations riveraines.

4. Evaluation prospective des risques sanitaires

4.1. Identification des dangers et relations dose-réponse

Afin d'identifier les dangers sur la santé inhérents aux substances sélectionnées, il est nécessaire de rappeler les principales caractéristiques physico-chimiques de ces composés, ainsi que leurs impacts biologiques sur l'homme.

Ensuite, l'évaluation de la relation dose - réponse est une étape indispensable dans l'étude du risque sanitaire. Elle permet de préciser les valeurs toxicologiques de référence (VTR) et les Excès de Risque Unitaire (ERU) auxquelles nous comparerons les doses calculées.

D'une manière générale, les relations dose-réponse considérées sont celles relatives aux effets chroniques des polluants sélectionnés.

La note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux « modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués » précise que :

« La VTR utilisée doit être publiée dans l'une des 8 bases de données suivantes : ANSES, US-EPA, ATSDR, OMS /IPCS, Santé Canada, RIVM, OEHHA ou EFSA. »

4.1.1. Effets à seuil et sans seuil

Le mode d'élaboration des VTR dépend des données disponibles sur les mécanismes d'action toxicologique des substances et d'hypothèses communément admises : on distingue ainsi des « VTR à seuil de dose » et des « VTR sans seuil de dose ».

Les tableaux suivants reprennent, pour chaque composé étudié, les VTR disponibles dans ces différentes bases de données toxicologiques.

Les valeurs en gras sont les VTR retenues pour la caractérisation des risques.

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale			
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
PM2,5	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	Aucune donnée		ANSES		Aucune donnée
	ATSDR					
	US-EPA					
	OMS					
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada	Aucune donnée		Santé Canada		Aucune donnée
	RIVM					
	OEHHA					
	EFSA					

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification	Voie inhalatoire			Voie orale		
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
PM2,5	Groupe 3 Inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					Aucune donnée
		ANSES	1,28.10 ⁻² (µg/m ³) ⁻¹ (2023)	Décès toutes causes non accidentelles	ANSES	Aucune donnée	
		ATSDR	-	-	ATSDR		
		US-EPA	-	-	US-EPA		
		OMS	-	-	OMS		
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA					Aucune donnée
		Santé Canada			Santé Canada		
		RIVM			RIVM		
		OEHHA			OEHHA		
		EFSA			EFSA		

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale	
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)
Acide chlorhydrique (7647-01-0)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS	
	ANSES	-	-	ANSES	Aucune donnée
	ATSDR	-	-	ATSDR	
	US-EPA	2.10 ⁻² mg/m³ (1995)	Hyperplasie des muqueuses nasales	US-EPA	
	OMS	-	-	OMS	
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA	
	Santé Canada			Santé Canada	Aucune donnée
	RIVM			RIVM	
	OEHHHA			OEHHHA	
	EFSA			EFSA	

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire		Voie orale			
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Acide chlorhydrique (7647-01-0)	Groupe 3 Inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS
		ANSES	Aucune donnée		ANSES	Aucune donnée	
		ATSDR			ATSDR		
		US-EPA			US-EPA		
		OMS			OMS		
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA					VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA
		Santé Canada	Aucune donnée		Santé Canada	Aucune donnée	
		RIVM			RIVM		
		OEHHA			OEHHA		
		EFSA			EFSA		

Evaluation de l'Etat des Milieux et des Risques Sanitaires

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Acide fluorhydrique (7664-39-3)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	Aucune donnée		ANSES	Aucune donnée	
	ATSDR					
	US-EPA					
	OMS					
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada	-	-	Santé Canada	Aucune donnée	
	RIVM	-	-	RIVM		
OEHHA	1,4.10 ⁻² mg/m³ (2003)	Os et dents, système respiratoire	OEHHA			
EFSA	-	-	EFSA			
EFFETS SANS SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Acide fluorhydrique (7664-39-3)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	Aucune donnée		ANSES	Aucune donnée	
	ATSDR					
	US-EPA					
	OMS					
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada	Aucune donnée		Santé Canada	Aucune donnée	
	RIVM			RIVM		
	OEHHA			OEHHA		
	EFSA			EFSA		

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale	
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année) Effet critique
Ammoniac (7664-41-7)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS				
	ANSES	VTR = 0,5 mg/m ³ (2018)	Diminution de la fonction pulmonaire, augmentation des symptômes respiratoires	ANSES	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS
	ATSDR	MRL = 0,07 mg/m ³ (2004)	Effets pulmonaires	ATSDR	
	US-EPA	RIC = 0,5 mg/m ³ (2016)	Diminution de la fonction pulmonaire, pneumonies avec lésions respiratoires	US-EPA	
	OMS	-	-	OMS	
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA				
	Santé Canada			Santé Canada	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA
	RIVM			RIVM	
	OEHHHA			OEHHHA	
	EFSA			EFSA	

EFFETS SANS SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale	
	Classification de l'IARC/CIRC	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme VTR (année) Effet critique
Ammoniac (7664-41-7)	Aucune donnée	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			
		ANSES			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS
		ATSDR			
		US-EPA			
		OMS			
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			
		Santé Canada			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA
		RIVM			
		OEHHHA			

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Benzène (71-43-2)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					
	ANSES	9,7.10 ⁻³ mg/m ³ (2024)	Diminution du nombre de lymphocytes	ANSES	-	-
	ATSDR	9,7.10 ⁻³ mg/m ³ (2007)	Diminution du nombre de lymphocytes B	ATSDR	5.10 ⁻⁴ mg/kg/j (2007)	Diminution du nombre de lymphocytes B
	US-EPA	3.10 ⁻² mg/m ³ (2003)	Diminution du nombre de lymphocytes	US-EPA	4.10 ⁻³ mg/kg/j (2003)	Diminution du nombre de lymphocytes
	OMS	-	-	OMS	-	-
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA					
	Santé Canada			Santé Canada		
	RIVM			RIVM		
	OEHHA			OEHHA		
	EFSA			EFSA		

EFFETS SANS SEUIL						
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire			Voie orale	
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)
Benzène (71-43-2)	Groupe 1 Cancérogène pour l'Homme	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS				
		ANSES	1,6.10 ⁻³ (mg/m ³) ⁻¹ (2024)	Leucémies aiguës	ANSES	-
		ATSDR	-	-	ATSDR	-
		US-EPA	2,2.10 ⁻³ – 7,8.10 ⁻³ (mg/m ³) ⁻¹ (2000)	-	US-EPA	1,5.10 ⁻² – 5,5.10 ⁻² (mg/kg/j) ⁻¹ (2000)
		OMS	6.10 ⁻³ (mg/m ³) ⁻¹ (1999)	-	OMS	-
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA				
		Santé Canada			Santé Canada	
		RIVM			RIVM	
		OEHHA			OEHHA	
		EFSA			EFSA	

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Benzo(a)pyrène (50-32-8)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	-	-	ANSES	-	-
	ATSDR	-	-	ATSDR		
	US-EPA	RfC = 2.10 ⁻⁶ mg/m³ (2017)	Diminution de la survie embryonnaire/fœtale	US-EPA	RfD = 3.10 ⁻⁴ mg/kg/j (2017)	Changements neurocomportementaux
	OMS	-	-	OMS		
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA		
	Santé Canada			Santé Canada		
	RIVM		RIVM			
	OEHHHA		OEHHHA			
	EFSA		EFSA			

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC	Voie inhalatoire			Voie orale		
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
		VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					
		ANSES	1,1.10 ⁻³ (µg/m ³) ⁻¹ (2013)	Tumeurs des voies respiratoires	ANSES	-	-
		ATSDR	-	-	ATSDR	-	-
		US-EPA	6.10 ⁻¹ (mg/m ³) ⁻¹ (2017)	Apparition de tumeurs respiratoires	US-EPA	1 (mg/kg/jl) ⁻¹ (2017)	Tumeurs hépatiques et stomacales
		OMS	8,7.10 ⁻² (µg/m ³) ⁻¹ (2000)	Non précisé	OMS	-	-
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA					
		Santé Canada			Santé Canada		
		RIVM			RIVM		
OEHHA			OEHHA				
EFSA			EFSA				

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale			
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Benzo(b) fluoranthène (205-99-2)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	Aucune donnée		ANSES		Aucune donnée
	ATSDR			ATSDR		
	US-EPA			US-EPA		
	OMS			OMS		
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada	Aucune donnée		Santé Canada		Aucune donnée
	RIVM			RIVM		
	OEHHA			OEHHA		
	EFSA			EFSA		

		EFFETS SANS SEUIL					
		Voie inhalatoire			Voie orale		
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Benzo(b) fluoranthène (205-99-2)	Groupe 2B	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	-	-	ANSES	-	-
		ATSDR	-	-	ATSDR	-	-
		US-EPA	-	-	US-EPA	-	-
		INERIS	ERU _i du benzo(a)pyrène = 6.10 ⁻¹ (mg/m ³) ⁻¹ et FET = 0,1 donc ERU _i = 6.10 ⁻² (mg/m ³) ⁻¹	-	INERIS	ERU _o du benzo(a)pyrène = 1 (mg/kg/j) ⁻¹ et FET = 0,1 donc ERU _o = 0,1 (mg/kg/j) ⁻¹	-
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA		
		Santé Canada			Santé Canada	-	-
		RIVM			RIVM	5.10 ⁻³ mg/kg/j (2001)	Tumeurs (foie, estomac, œsophage, peau, intestin grêle, reins, etc.)
		OEHHHA			OEHHHA	1.2 (mg/kg/j) ⁻¹ (2002)	Tumeurs gastriques, adénomes pulmonaires, leucémies
		EFSA			EFSA	-	-

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale			
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Benzo(k) fluoranthène (207-08-9)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	Aucune donnée		ANSES		Aucune donnée
	ATSDR			ATSDR		
	US-EPA			US-EPA		
	OMS			OMS		
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada	Aucune donnée		Santé Canada		Aucune donnée
	RIVM			RIVM		
	OEHHA			OEHHA		
	EFSA			EFSA		

EFFETS SANS SEUIL					
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire		Voie orale	
		Organisme	VTR (année) Effet critique	Organisme	VTR (année) Effet critique
Benzo(k) fluoranthène (207-08-9)	Groupe 2B	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			
		ANSES		ANSES	
		ATSDR		ATSDR	
		US-EPA		US-EPA	
		INERIS	ERU, du benzo(a)pyrène = $6.10^{-1} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ et FET = 0,1 donc ERU _o = $6.10^{-2} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$	INERIS	ERU _o du benzo(a)pyrène = 1 (mg/kg/j)^{-1} et FET = 0,1 donc ERU _o = $0,1 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHA, EFSA			
		Santé Canada		Santé Canada	-
		RIVM		RIVM	$5.10^{-3} \text{ mg/kg/j (2001)}$
		OEHA		OEHA	$1,2 \text{ (mg/kg/j)}^{-1} \text{ (2002)}$
		EFSA		EFSA	-

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale			
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					
Indéno(1,2,3-cd)pyrène (193-39-5)	ANSES	Aucune donnée		ANSES	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS	Aucune donnée
	ATSDR			ATSDR		
	US-EPA			US-EPA		
	OMS			OMS		
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA					
	Santé Canada	Aucune donnée		Santé Canada	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA	Aucune donnée
	RIVM			RIVM		
	OEHHA			OEHHA		
	EFSA			EFSA		

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire		Voie orale			
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Indéno(1,2,3- cd)pyrène (193-39-5)	Groupe 2B	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS
		ANSES			ANSES		
		ATSDR			ATSDR		
		US-EPA			US-EPA		
		INERIS	ERU _i du benzo(a)pyrène = 6.10 ⁻¹ (mg/m ³) ⁻¹ et FET = 0,1 donc ERU _i = 6.10 ⁻² (mg/m ³) ⁻¹		INERIS	ERU _o du benzo(a)pyrène = 1 (mg/kg/j) ⁻¹ et FET = 0,1 donc ERU _o = 0,1 (mg/kg/j) ⁻¹	
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEIHA, EFSA					VTR selon Santé Canada, RIVM, OEIHA, EFSA
		Santé Canada			Santé Canada	-	-
		RIVM			RIVM	5.10 ⁻³ mg/kg/j (2001)	Tumeurs (foie, estomac, œsophage, peau, intestin grêle, reins, etc.)
		OEIHA			OEIHA	1,2 (mg/kg/j) ⁻¹ (2002)	Tumeurs gastriques, adénomes pulmonaires, leucémies
		EFSA			EFSA	-	-

EFFETS A SEUIL							
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale				
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique	
	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			
Benzo(g,h,i)peryène (191-24-2)	ANSES	Aucune donnée		ANSES		Aucune donnée	
	ATSDR						
	US-EPA						
	OMS						
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			
	Santé Canada			Santé Canada	-	-	
	RIVM			RIVM	TDI = 3.10 ⁻² mg/kg/j (2001)	-	
	OEHHHA			OEHHHA	-	-	
	EFSA			EFSA	-	-	
EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire		Voie orale			
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet
		VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
Benzo(g,h,i)peryène (191-24-2)	Groupe 3	ANSES	-	-	ANSES	-	
		ATSDR	-	-	ATSDR	-	
		US-EPA	-	-	US-EPA	-	
		INERIS	ERU _i du B(a)P = 6.10 ⁻¹ (mg/m ³) ⁻¹ et FET = 0,01 donc ERU _i = 6.10 ⁻³ (mg/m ³) ⁻¹		INERIS	ERU _o du B(a)P = 1 (mg/kg/j) ⁻¹ et FET = 0,01 donc ERU _o = 1.10 ⁻² (mg/kg/j) ⁻¹	
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA		
		Santé Canada			Santé Canada		
		RIVM			RIVM		
		OEHHHA			OEHHHA		
		EFSA			EFSA		

EFFETS A SEUIL						
Voie inhalatoire				Voie orale		
Composé (n° CAS)	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
Benzo(a) anthracène (56-55-3)	ANSES	Aucune donnée		ANSES	Aucune donnée	
	ATSDR					
	US-EPA					
	OMS					
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada	Aucune donnée		Santé Canada		Aucune donnée
	RIVM					
	OEHHA					
	EFSA					

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire			Voie orale		
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
		VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					
		ANSES	Aucune donnée		ANSES		
		ATSDR			ATSDR		
		US-EPA			US-EPA		
		INERIS	ER _i du benzo(a)pyrène = 6.10 ⁻¹ (mg/m ³) ⁻¹ et FET = 0,1 donc ER _i = 6.10 ⁻² (mg/m ³) ⁻¹		INERIS	ER _o du benzo(a)pyrène = 1 (mg/kg/j) ⁻¹ et FET = 0,1 donc ER _o = 0,1 (mg/kg/j) ⁻¹	
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA					
		Santé Canada			Santé Canada	-	-
		RIVM			RIVM	5.10 ⁻³ mg/kg/j (2001)	Tumeurs (foie, estomac, œsophage, peau, intestin grêle, reins, etc.)
OEHHHA			OEHHHA	1,2 (mg/kg/j) ⁻¹ (2002)	Tumeurs gastriques, adénomes pulmonaires, leucémies		
EFSA			EFSA	-	-		

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)
	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS	
Dibenzo(a,h) anthracène (53-70-3)	ANSES	Aucune donnée		ANSES	Aucune donnée
	ATSDR			ATSDR	
	US-EPA			US-EPA	
	OMS			OMS	
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA	
	Santé Canada	Aucune donnée		Santé Canada	Aucune donnée
	RIVM			RIVM	
	OEHHHA			OEHHHA	
	EFSA			EFSA	

EFFETS SANS SEUIL					
Voie inhalatoire			Voie orale		
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme VTR (année) Effet critique
Dibenzo(a,h) anthracène (53-70-3)	Groupe 2A	ANSES	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS
		ATSDR			
		US-EPA			
		INERIS			
		ERU ₀ du benzo(a)pyrène = 6.10 ⁻¹ (mg/m³) ⁻¹ et FET = 1 donc ERU ₀ = 6.10 ⁻¹ (mg/m³) ⁻¹	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHA, EFSA		ERU ₀ du benzo(a)pyrène = 1 (mg/kg/j) ⁻¹ et FET = 1 donc ERU ₀ = 1 (mg/kg/j) ⁻¹
		Santé Canada			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHA, EFSA
		RIVM			-
		OEHA			5.10 ⁻⁴ mg/kg/j (2001)
		EFSA			4,1 (mg/kg/j) ⁻¹ (2002)
					Carcinomes alvéolaires

EFFETS A SEUIL				
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale	
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme
Fluoranthène (206-44-0)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			
	ANSES		Aucune donnée	ANSES
	ATSDR			ATSDR
	US-EPA			US-EPA
	OMS			OMS
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			
	Santé Canada			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA
	RIVM			
	OEHHHA			
	EFSA			

EFFETS SANS SEUIL							
Voie inhalatoire			Voie orale				
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Fluoranthène (206-44-0)	Groupe 3	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					
		ANSES	-	-	ANSES		
		ATSDR	-	-	ATSDR		
		US-EPA	-	-	US-EPA		
		INERIS	ERU du B(a)P = 6.10 ⁻¹ (mg/m ³) ⁻¹ et FET = 0,001 donc ERU _i = 6.10 ⁻⁴ (mg/m ³) ⁻¹		INERIS	ERU _o du B(a)P = 1 (mg/kg/j) ⁻¹ et FET = 0,001 donc ERU _o = 1.10 ⁻³ (mg/kg/j) ⁻¹	
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA					
		Santé Canada			Santé Canada		
		RIVM			RIVM		
		OEHHHA			OEHHHA		
		EFSA			EFSA		

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)
2,3,7,8-TCDD (1746-01-6)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS	
	ANSES	Aucune donnée		ANSES	7.10 ⁻¹⁰ mg/kg/j (US-EPA, 2012)
	ATSDR		ATSDR	1.10 ⁻⁶ µg/kg/j (1998)	
	US-EPA		US-EPA	7.10 ⁻¹⁰ mg/kg/j (2012)	
	OMS		OMS	1.10 ⁻⁶ à 4.10 ⁻⁶ µg/kg/j (2000)	
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA	
	Santé Canada	-	-	Santé Canada	
	RIVM	-	-	RIVM	
	OEHHHA	4.10 ⁻⁸ mg/m³ (2003)	Effets hépatiques et pulmonaires	OEHHHA	
	EFSA	-	-	EFSA/INERIS	2.10 ⁻⁶ µg/kg/sem. soit 2,86.10 ⁻⁶ µg/kg/j (2018)
					Effets sur la reproduction

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire		Voie orale			
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
2,3,7,8-TCDD (1746-01-6)	Groupe 1 Cancérogène pour l'Homme	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS
		ANSES	Aucune donnée		ANSES	Cf. VTR à seuil (cancérogène non génotoxique)	
		ATSDR			ATSDR		
		US-EPA			US-EPA		
		OMS			OMS		
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA					VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA
		Santé Canada	-	-	Santé Canada		
		RIVM	-	-	RIVM		
		OEHHHA	38 (µg/m³) ⁻¹ (2002)	Cancers hépatiques	OEHHHA		
		EFSA	-	-	EFSA		

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale	
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année) Effet critique
Cadmium (7440-43-9)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS				
	ANSES	4.5.10 ⁻⁴ mg/m ³ (2012) 3.10 ⁻⁴ mg/m ³ (2012)	Atteinte tubulaire Effets cancérogènes (tumeurs pulmonaires)	ANSES	3.5.10 ⁻⁴ mg/kg/j (2019) Risque d'ostéoporose ou de fractures osseuses
	ATSDR	1.10 ⁻⁵ mg/m ³ (2012)	Créatinine	ATSDR	1.10 ⁻⁴ mg/kg/j (2012) Atteinte rénale
	US-EPA	-	-	US-EPA	1.10 ⁻³ mg/kg/j (1994) Atteinte rénale
	OMS	-	-	OMS	-
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHA, EFSA				
	Santé Canada			Santé Canada	
	RIVM			RIVM	
	OEHA			OEHA	
	EFSA			EFSA	

EFFETS SANS SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale	
	Classification de l'IARC/CIRC	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme VTR (année) Effet critique
Cadmium (7440-43-9)	Groupe 1 Cancérogène pour l'Homme	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			
		ANSES	Effets cancérogènes à seuil de dose (cf. VTR à seuil)	Tumeurs pulmonaires	ANSES
		ATSDR	-	-	ATSDR
		US-EPA	1,8 mg/m ³ (1992)	Cancers de l'appareil respiratoire	US-EPA
		OMS	-	-	OMS
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHA, EFSA			
		Santé Canada			Santé Canada
		RIVM			RIVM
		OEHA			OEHA
		EFSA			EFSA

Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Mercure (7439-97-6)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					
	ANSES	-	-	ANSES	4.10 ⁻³ mg/kg/sem. (EFSA, 2012) = 6.6.10 ⁻⁴ mg/kg/j	Atteintes rénales
	ATSDR	2.10 ⁻⁴ mg/m ³ (2001)	Effets neurologiques (trouble mémoire, autonomie)	ATSDR	-	-
	US-EPA	3.10 ⁻⁴ mg/m ³ (1995)		US-EPA	-	-
	OMS	2.10 ⁻⁴ mg/m ³ (2008)		OMS	2.10 ⁻³ mg/kg/j (2008)	Atteintes rénales
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA					
	Santé Canada			Santé Canada		
	RIVM			RIVM		
	OEHHA	3.10 ⁻⁵ mg/m ³ (2008)	Effets neurologiques	OEHHA		
	EFSA			EFSA		

EFFETS SANS SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale		
	Classification de l'IARC/CIRC	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)
Mercure (7439-97-6)	Groupe 3	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS				Aucune donnée
		ANSES				
		ATSDR				
		US-EPA				
		OMS				
	Ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'Homme	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA				Aucune donnée
		Santé Canada				
		RIVM				
		OEHHHA				
		EFSA				

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale	
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)
Arsenic (7440-38-2)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS	
	ANSES		Aucune donnée	ANSES	Absence de VTR
	ATSDR			ATSDR	3.10 ⁻⁴ mg/kg/j (2007)
	US-EPA			US-EPA	3. 10 ⁻⁴ mg/kg/j (1993)
	OMS			OMS	2,14. 10 ⁻³ mg/kg/j (1998)
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA	
	Santé Canada	-	-	Santé Canada	
	RIVM	1.10 ⁻³ mg/m ³ (2000)	Tumeurs poumons	RIVM	
	OEHHA	1,5.10 ⁻⁵ mg/m ³ (2008)	Diminution capacités intellectuelles et effets sur le comportement	OEHHA	
	EFSA	-	-	EFSA	

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire			Voie orale		
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Arsenic (7440-38-2)	Groupe 1 Cancérogène pour l'Homme	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					
		ANSES	0,15 (mg/m³) ⁻¹ (TCEQ, 2012)	-	ANSES	-	-
		ATSDR	-	-	ATSDR	-	-
		US-EPA	4,3 (mg/m³) ⁻¹ (1998)	Cancers pulmonaires	US-EPA	1,5 (mg/kg/j) ⁻¹ (2009)	Cancer cutané
		OMS	1,5 (mg/m³) ⁻¹ (1998)	-	OMS	-	-
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA					
		Santé Canada			Santé Canada		
		RIVM			RIVM		
		OEHHA			OEHHA		
		EFSA			EFSA		

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Effet critique	Voie orale		
	Organisme	VTR (année)		Organisme	VTR (année)	Effet critique
Sélénium 7782-49-2	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		Aucune donnée	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES			ANSES	-	-
	ATSDR			ATSDR	5.10 ⁻³ mg/kg/j (2003)	Sélénose clinique (chute des ongles)
	US-EPA			US-EPA	5.10 ⁻³ mg/kg/j (1991)	Sélénose clinique
	OMS			OMS	-	-
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			
	Santé Canada	-	-	Santé Canada		
	RIVM	-	-	RIVM		
	OEHHA	2.10 ⁻² mg/m³ (2001)	Sélénose clinique Effets sur le système nerveux et cardiovasc.	OEHHA		
	EFSA	-	-	EFSA		

EFFETS SANS SEUIL						
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire		Voie orale		
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)
Sélénium 7782-49-2	Groupe 3	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	Aucune donnée	ANSES	Aucune donnée	
		ATSDR		ATSDR		
		US-EPA		US-EPA		
		OMS		OMS		
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
		Santé Canada	Aucune donnée	Santé Canada	Aucune donnée	
		RIVM		RIVM		
		OEHHA		OEHHA		
		EFSA		EFSA		

EFFETS A SEUIL						
Voie inhalatoire				Voie orale		
Composé (n° CAS)	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Plomb (7439-92-1)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	9.10 ⁻⁴ mg/m ³ (ANSES, 2013)	Saturnisme	ANSES	6.3.10 ⁻⁴ mg/kg/j (ANSES, 2013)	Saturnisme
	ATSDR			ATSDR		
	US-EPA			US-EPA		
	OMS			OMS		
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada			Santé Canada	-	-
	RIVM			RIVM	3.6.10 ⁻³ mg/kg/j (2001)	Plombémie
	OEHHA			OEHHA	-	-
	EFSA			EFSA	3.6.10 ⁻³ mg/kg/j (2001)	Plombémie

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire		Voie orale			
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Plomb (7439-92-1)	Groupe 2B	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS
		ANSES	Aucune donnée		ANSES	Aucune donnée	
		ATSDR			ATSDR		
		US-EPA			US-EPA		
		OMS			OMS		
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA					VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA
		Santé Canada	-	-	Santé Canada	-	-
		RIVM	-	-	RIVM	-	-
		OEHHHA	1,2.10 ⁻² (mg/m ³) ⁻¹ (2002)	Tumeurs rénales	OEHHHA	8,5.10 ⁻³ (mg/kg/j) ⁻¹ (2002)	Tumeurs rénales
		EFSA	-	-	EFSA	-	-

**Evaluation de l'Etat des Milieux
et des Risques Sanitaires**

EFFETS A SEUIL						
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire			Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Chrome (VI) (7440-47-3)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	-	-	ANSES	1.10 ⁻³ mg/kg/j (ATSDR, 2008)	-
	ATSDR	3.10 ⁻⁴ mg/m ³ (VTR subchronique, Cr(VI) part., 2012)	Irritation nasale et effets sur fonction pulmonaire	ATSDR	9.10 ⁻⁴ mg/kg/j (2012)	Estomac (hyperplasie du duodénum)
	US-EPA	RfC = 8.10 ⁻³ mg/m ³ (1998, Cr(VI) gaz.)	Atrophie du septum nasal	US-EPA	3.10 ⁻³ mg/kg/j (1998)	Non précisé
	OMS	TCA = 3.10 ⁻⁵ mg/m ³ (2013, Cr(VI) part.)	Modification de la lactate déshydrogénase	OMS	-	-
VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA			
Santé Canada				Santé Canada		
RIVM				RIVM		
OEHHA				OEHHA		
EFSA				EFSA		

EFFETS SANS SEUIL							
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire			Voie orale		
		Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Chrome (VI) (7440-47-3)	Groupe 1 Cancérogène pour l'Homme	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS			VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	4.10 ⁻¹ (mg/m³) ⁻¹ (OMS-IPCS, 2013)	Cancer pulmonaire	ANSES	0,5 (mg/kg/j) ⁻¹ (OEHHHA, 2011)	Adénomes et carcinomes de l'intestin grêle
		ATSDR	-	-	ATSDR	-	-
		US-EPA	1,2.10 ⁺¹ (mg/m³) ⁻¹ (1998)	Cancers pulmonaires	US-EPA	-	-
		OMS	4.10 ⁺¹ (mg/m³) ⁻¹ (2000)	Cancers pulmonaires	OMS	-	-
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA			VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA		
		Santé Canada			Santé Canada	-	-
		RIVM			RIVM	-	-
			OEHHHA	0,5 (mg/kg/j) ⁻¹ (2011)	Tumeurs de l'intestin grêle		
			EFSA				

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année) Effet critique
Cuivre 7440-50-8	ANSES	Aucune donnée		VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS	
	ATSDR				
	US-EPA				
	OMS				
	Santé Canada	-	-	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA	
	RIVM	1.10 ⁻³ mg/m ³ (2001)	Effets respiratoires et immunologiques	RIVM	0,140 mg/kg/j (2001) Effets respiratoires et immunologiques
	OEHHHA	-	-	OEHHHA	-
	EFSA	-	-	EFSA	-

EFFETS SANS SEUIL					
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Voie inhalatoire		Voie orale	
		Organisme	VTR (année) Effet critique	Organisme	VTR (année) Effet critique
Cuivre 7440-50-8	Aucune donnée	Aucune donnée		VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS	
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA	
		Santé Canada	Aucune donnée	Santé Canada	Aucune donnée
		RIVM		RIVM	
		OEHHHA		OEHHHA	
		EFSA		EFSA	

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année) Effet critique
Nickel (7440-02-0)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS				
	ANSES	$2,3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ (TCEQ, 2011)	-	ANSES	$2,8 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ (EFSA, 2015) Effets reprotoxiques
	ATSDR	$9 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ (2005)	Lésions pulmonaires	ATSDR	-
	US-EPA	-	-	US-EPA	$2 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg/j}$ (1996) Diminution poids du corps
	OMS	-	-	OMS	$5 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ (2004) Augmentation poids des organes
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA				
	Santé Canada			Santé Canada	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA
	RIVM			RIVM	
	OEHHA			OEHHA	
	EFSA			EFSA	

EFFETS SANS SEUIL							
		Voie inhalatoire		Voie orale			
Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC/CIRC	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Nickel (7440-02-0)	Groupe 2B	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS					
		ANSES	1,7.10 ⁻¹ (mg/m ³) ⁻¹ (TCEQ, 2011)	-	ANSES		
		ATSDR	-	-	ATSDR		
		US-EPA	2,4.10 ⁻¹ (mg/m ³) ⁻¹ (1991)	Cancers pulmonaires	US-EPA		
		OMS	-	-	OMS		
	Cancérogène possible pour l'Homme	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHHA, EFSA					
		Santé Canada				Santé Canada	
		RIVM			RIVM		
		OEHHHA			OEHHHA		
		EFSA			EFSA		
							Aucune donnée

EFFETS A SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année) Effet critique
Zinc 7440-66-6	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS				
	ANSES			-	-
	ATSDR			0,3 mg/kg/j (2005)	Effets sanguins
	US-EPA			0,3 mg/kg/j (1992)	Effets sanguins
	OMS			-	-
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA				
	Santé Canada				
	RIVM				
	OEHHA				
	EFSA				

EFFETS SANS SEUIL					
Composé (n° CAS)	Voie inhalatoire		Voie orale		
	Organisme	VTR (année)	Effet critique	Organisme	VTR (année) Effet critique
Zinc 7440-66-6	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS				
	ANSES			ANSES	
	ATSDR			ATSDR	
	US-EPA			US-EPA	
	OMS			OMS	
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA				
	Santé Canada			Santé Canada	
	RIVM			RIVM	
	OEHHA			OEHHA	
	EFSA			EFSA	

Sources :

- INERIS, Portail Substances chimiques
- [Accueil | PSC \(ineris.fr\)](https://www.ineris.fr/)
- VTR construites ou sélectionnées par l'ANSES
- <https://www.anses.fr/fr/content/valeurs-toxicologiques-de-reference-vtr>
- Valeur toxicologique de référence pour le cadmium et ses composés, Avis de l'Anses, Rapport d'expertise collective, Juillet 2012
- Valeur toxicologique de référence cancérigène par inhalation pour le benzène, Avis de l'Anses, Rapport d'expertise collective, Juillet 2024
- Valeur toxicologique de référence pour les particules de l'air ambiant extérieur, Avis de l'Anses, Rapport d'expertise collective, janvier 2023 et septembre 2024

4.1.2. Synthèse

Pour tous les polluants retenus comme traceurs et étudiés précédemment, il s'agit de faire le choix d'une valeur toxicologique de référence qui sera utilisée pour la caractérisation du risque.

Les critères de choix des VTR répondent aux modalités de la note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux « modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués ».

« La VTR utilisée doit être publiée dans l'une des 8 bases de données suivantes : Anses, US-EPA, ATSDR, OMS /IPCS, Santé Canada, RIVM, OEHHA ou EFSA. »

Lorsque plusieurs valeurs toxicologiques de référence existent dans les bases de données pour un même composé, une même voie et une même durée d'exposition, il a été fait le choix :

- de sélectionner en premier lieu les VTR construites ou sélectionnées par l'ANSES ;
À ce jour, une soixantaine de VTR ont été construites par l'ANSES pour presque 40 substances chimiques.
L'ANSES a par ailleurs élaboré une base de données regroupant environ 500 VTR que l'Agence a choisi d'utiliser pour ses propres travaux d'expertise. La mise à disposition de cette base de données permet d'améliorer l'accès aux VTR à l'ensemble des utilisateurs, notamment différents partenaires publics et privés (bureaux d'études, Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement, Agences régionales de santé, Ineris, etc.).

- en l'absence de VTR construites ou sélectionnées par l'ANSES, conformément aux critères de choix des VTR de la note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014, la **VTR la plus récente parmi les trois bases de données prioritaires** : US-EPA, ATSDR ou OMS sera retenue ;
- enfin, si aucune VTR n'était retrouvée dans les 4 bases de données précédemment citées, on utilisera la VTR la plus récente proposée par l'une des autres bases de données (Santé Canada, RIVM, l'OEHA ou EFSA).

Illustration n° 10 : Modalités de choix des VTR selon la note d'information DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014

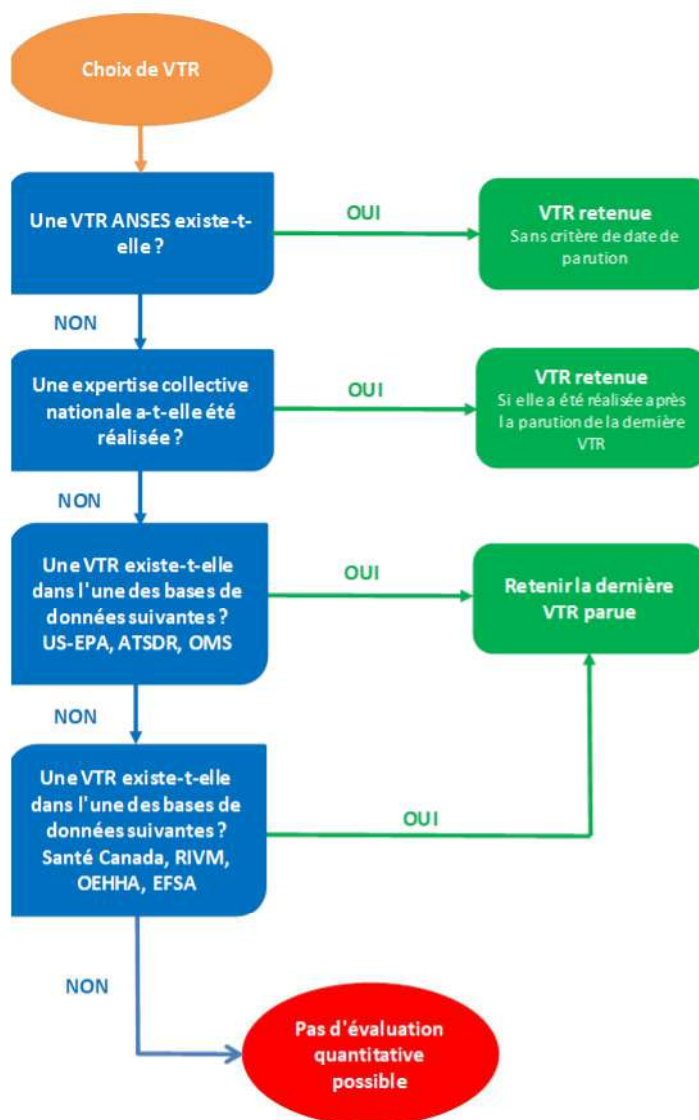


Tableau n° 11 : Synthèse et sélection des VTR

Composé	EFFETS A SEUIL		EFFETS SANS SEUIL	
	Voie inhalatoire	Voie orale	Voie inhalatoire	Voie orale
Poussières (PM2,5)	/	1,28.10 ⁻² (µg/m³) ⁻¹ (ANSES, 2023)	/	/
Ammoniac (NH3)	0,5 mg/m³ (ANSES, 2018)	/	/	/
Acide chlorhydrique (HCl)	2.10 ⁻² mg/m³ (US-EPA, 1995)	/	/	/
Acide fluorhydrique (HF)	1,4.10 ⁻² mg/m³ (OEHHA, 2002)	/	/	/
Benzène	9,7.10 ⁻³ mg/m³ (ANSES, 2024)	5.10 ⁻⁴ mg/kg/j (ATSDR, 2007)	1,6.10 ⁻³ (mg/m³) ⁻¹ (ANSES, 2024)	1,5 à 5.5.10 ⁻² (mg/kg/j) ⁻¹ (IRIS, 2000)
Benzo(a)pyrène	2.10 ⁻⁶ mg/m³ (US-EPA, 2017)	3.10 ⁻⁴ mg/kg/j (US EPA, 2017)	0,6 (mg/m³) ⁻¹ (US EPA, 2017)	1 (mg/kg/j) ⁻¹ (US-EPA, 1994)
Benzo(b)fluoranthène	/	/	6.10 ⁻² (mg/m³) ⁻¹ (INERIS, 2018)	1.10 ⁻¹ (mg/kg/j) ⁻¹ (INERIS, 2018)
Benzo(k)fluoranthène	/	/	6.10 ⁻² (mg/m³) ⁻¹ (INERIS, 2018)	1.10 ⁻¹ (mg/kg/j) ⁻¹ (INERIS, 2018)
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène	/	/	6.10 ⁻² (mg/m³) ⁻¹ (INERIS, 2018)	1.10 ⁻¹ (mg/kg/j) ⁻¹ (INERIS, 2018)
Benzo(g,h,i)pérylène	/	30 µg/kg/j (INERIS, 2018)	6.10 ⁻³ (mg/m³) ⁻¹ (INERIS, 2018)	1.10 ⁻² (mg/kg/j) ⁻¹ (INERIS, 2018)
Benzo(a)anthracène	/	/	6.10 ⁻² (mg/m³) ⁻¹ (INERIS, 2018)	1.10 ⁻¹ (mg/kg/j) ⁻¹ (INERIS, 2018)
Dibenzo(a,h)anthracène	/	/	6.10 ⁻¹ (mg/m³) ⁻¹ (INERIS, 2018)	1 (mg/kg/j) ⁻¹ (INERIS, 2018)
Fluoranthène	/	4.10 ⁻² mg/kg/j (INERIS, 2018)	6.10 ⁻⁴ (mg/m³) ⁻¹ (INERIS, 2018)	1.10 ⁻³ (mg/kg/j) ⁻¹ (INERIS, 2018)
Dioxines (2,3,8-TCDD)	4.10 ⁻⁹ mg/m³ (OEHHA, 2003)	2,86.10 ⁻¹⁰ mg/kg/j (EFSA, INERIS, 2018)	38 (µg/m³) ⁻¹ (OEHHA, 2002)	Effets cancérogènes à seuil de dose

Composé	EFFETS A SEUIL		EFFETS SANS SEUIL	
	Voie inhalatoire	Voie orale	Voie inhalatoire	Voie orale
Cadmium	Effets systémiques : VTR = $4,5 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ (ANSES, 2012) Effets cancérogènes : VTR = $3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ (ANSES, 2012)	$3,5 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ (ANSES, 2019)	Effets cancérogènes à seuil de dose	/
Mercure	$3 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ (ANSES, OEHHHA, 2008)	$6 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ (ANSES, EFSA, 2012)	/	/
Arsenic	$1,5 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ (OEHHHA, 2008)	$3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ (ATSDR, 2007)	$0,15 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (ANSES, TCEQ, 2012)	$1,5 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$ (US-EPA, 2009)
Sélénium	$2 \cdot 10^{-2} \text{ mg/m}^3$ (OEHHHA, 2001)	$5 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ (ATSDR, 2003)	/	/
Plomb	$9 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ (ANSES, 2013)	$6,3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ (ANSES, 2013)	$1,2 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (OEHHHA, 2011)	$8,5 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$ (OEHHHA, 2011)
Chrome (VI)	$3 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ (OMS CICAD, 2013)	$9 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ (ATSDR, 2012)	$4 \cdot 10^{-1} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (ANSES, IPCS, 2013)	$0,5 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$ (ANSES, OEHHHA, 2011)
Cuivre	$1 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$ (RIVM, 2001)	$0,14 \text{ mg/kg/j}$ (RIVM, 2001)	/	/
Nickel	$2,3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ (ANSES, TCEQ, 2011)	$2,8 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ (ANSES, EFSA, 2015)	$1,7 \cdot 10^{-1} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (ANSES, TCEQ, 2011)	/
Zinc	/	$0,3 \text{ mg/kg/j}$ (ATSDR, 2005)	/	/

4.2. Evaluation de l'exposition par inhalation

4.2.1. Evaluation des concentrations à l'immission

Dans un premier temps, nous allons modéliser la dispersion des rejets pour estimer les concentrations à l'immission à partir des concentrations à l'émission. Le logiciel de modélisation utilisé est le code Aria Impact (v. 1.8.) développé par ARIA TECHNOLOGIES.

Le modèle de dispersion Aria Impact est de type gaussien statistique cartésien. Il permet de déterminer l'impact des émissions rejetées par une ou plusieurs sources ponctuelles, linéiques ou surfaciques, en simulant plusieurs années de fonctionnement d'une installation et en utilisant les caractéristiques réelles du site (topographie, météorologie).

Pour le calcul des retombées au sol de polluants, Aria Impact permet de prendre en compte 2 types de polluants :

- les effluents gazeux passifs,
- les poussières sensibles aux effets de la gravité.

De plus, pour les vents faibles (< 1 m/s), un modèle à bouffées gaussiennes permet de calculer les concentrations au sol.

Les hypothèses de calcul du logiciel sont les suivantes :

- turbulence homogène dans les basses couches,
- mesure du site représentative de l'ensemble du domaine de calcul,
- densité des polluants voisine de celle de l'air,
- composante verticale du vent négligeable devant la composante horizontale,
- régime permanent instantanément atteint.

Ces hypothèses sont généralement majorantes et permettent une visualisation rapide des ordres de grandeur de la pollution sur des domaines de 1 à 30 km.

Grâce à l'application d'une formule de surhauteur, Aria Impact permet également de prendre en compte l'influence du relief, de façon simplifiée.

Cependant, le logiciel présente certaines limites :

- hypothèses de calcul assez restrictives,
- météorologie homogène dans le domaine d'étude,
- pas de prise en compte des bâtiments,

- méthodologie pour la prise en compte du relief limitée pour les sites de topographie complexe,
- pas de prise en compte de la réactivité chimique,
- résultats disponibles uniquement au niveau du sol.

Le logiciel Aria Impact est un outil de modélisation de pollution atmosphérique reconnu au niveau des instances nationales. Il est cité dans l'annexe 2 du guide méthodologique de l'INERIS. Il est conforme aux recommandations préconisées par l'US-EPA et permet de répondre à l'ensemble des éléments demandés par la législation française et européenne sur la qualité de l'air et de fournir les éléments indispensables à l'évaluation des risques sanitaires (moyennes annuelles, centiles). Ce logiciel a également été utilisé par ARIA TECHNOLOGIES pour mener des études d'expertise à la demande d'industriels. Des études de dispersion réalisées par ARIA TECHNOLOGIES avec le Logiciel Aria Impact ont d'ailleurs été expertisées par l'INERIS et ont toujours reçu un avis favorable.

Le modèle de dispersion implanté dans Aria Impact donne des résultats cohérents avec les observations des réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Néanmoins, la qualité des résultats est fortement dépendante des données d'entrée, en particulier la météorologie, les émissions et la complexité du site.

Ce modèle a tendance à majorer les résultats de concentrations. Généralement, l'usage de ce code permet de contrôler a priori l'impact maximal des rejets tels qu'ils sont proposés dans les arrêtés réglementaires.

Les données d'entrée nécessaires à la modélisation sont présentées ci-après.

- Domaine d'étude : zone de 4 km sur 4 km centrée sur le site
- Topographie : non prise en compte (absence de relief)
- Les données météorologiques
La rose des vents normale (moyennée sur 20 années de données horaires) fournie par Météo France pour la station d'Arras a été intégrée.
- Les caractéristiques des émissions
 - o Caractéristiques des sources

Installation	Biomasse (projet)	Gaz 1	Gaz 2	TAG
Hauteur (m)	29,5	41	41	25
Diamètre (m)	1	1	1	1,9
Vitesse minimale d'éjection (m/s)	8	12	12	20,79
Température de rejet (°C)	120	239	246	129

o Caractéristiques des composés

Composé	Phase	Masse volumique (kg/m³)	Vitesse de dépôt (m/s)	Diamètre (µm)
Poussières (PM2,5)	particulaire	3 000	6.10^{-3}	2,5
CO	gaz	1,17	-	-
NO ₂	gaz	1,91	-	-
SO ₂	gaz	2,66	6.10^{-3}	-
Acide chlorhydrique (HCl)	gaz	1,52	-	-
Acide fluorhydrique (HF)	gaz	0,83	-	-
Ammoniac (NH ₃)	gaz	0,71	-	-
Benzène (COV)	gaz	3,25	-	-
HAP	particulaire	10,5	5.10^{-4}	1,3
2,3,8-TCDD (Dioxines)	particulaire	1 830	5.10^{-4}	1,3
Cadmium	particulaire	8 600	$4,5.10^{-3}$	5
Mercure	particulaire	7 000	5.10^{-4}	5
Arsenic	particulaire	5 700	$2,2.10^{-3}$	5
Sélénium	particulaire	4 800	$4,1.10^{-3}$	5
Plomb	particulaire	11 350	3.10^{-3}	5
Chrome	particulaire	7 100	5.10^{-3}	5
Cuivre	particulaire	8 900	$4,1.10^{-3}$	5
Nickel	particulaire	8 900	$4,5.10^{-3}$	5
Zinc	particulaire	7 100	$4,1.10^{-3}$	5

Source : ARIA Technologies

o Caractéristiques des flux

Les flux annuels pris en compte dans l'étude ont été présentés précédemment (§ 2.4.3.)

Le logiciel Aria Impact réalise un maillage de la zone d'étude de 80 mailles de 50 m. A chaque maille ainsi déterminée correspond alors une valeur totale d'immission pour chaque polluant.

Le logiciel nous fournit la concentration maximale à l'immission, correspondant à la zone de retombée maximale, pour chaque polluant et la maille correspondante.

Ainsi, les concentrations maximales à l'immission sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau n° 12 : Concentrations maximales à l'immission au niveau de la zone de retombée maximale (en moyennes annuelles)

Composé	Concentration maximale à l'immission (mg/m ³ en moyenne annuelle)
PM2,5	4,63.10 ⁻⁴
CO	3,99.10 ⁻³
NO ₂	4,75.10 ⁻³
SO ₂	3,06.10 ⁻³
HCl	4,6.10 ⁻⁴
HF	3,83.10 ⁻⁴
NH ₃	7,64.10 ⁻⁵
Benzène	7,67.10 ⁻⁴
Benzo(a)pyrène	1,01.10 ⁻⁷
Benzo(b)fluoranthène	1,90.10 ⁻⁷
Benzo(k)fluoranthène	6,38.10 ⁻⁸
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène	3,79.10 ⁻⁷
Benzo(g,h,i)pérylène	1,27.10 ⁻⁷
Benzo(a)anthracène	3,86.10 ⁻⁸
Dibenzo(a,h)anthracène	6,36.10 ⁻⁸
Fluoranthène	5,68.10 ⁻⁷
2,3,8-TCDD	1,51.10 ⁻¹²
Cadmium	8,82.10 ⁻⁷
Mercure	7,63.10 ⁻⁷
Arsenic	1,69.10 ⁻⁶
Sélénium	7,02.10 ⁻⁶
Chrome (VI)	1,73.10 ⁻⁷
Cuivre	2,94.10 ⁻⁵
Nickel	1,34.10 ⁻⁵
Zinc	2,61.10 ⁻⁴
Plomb	1,87.10 ⁻⁵

Les concentrations maximales à l'immission sont retrouvées à 550 m minimum au Nord-Est de la zone de projet et en limite de propriété du site.

Pour illustrer les zones de retombées maximales, les panaches de dispersion atmosphérique des poussières (PM2,5) et du benzène sont présentés ci-après.

Illustration n° 11 : Modélisation de la dispersion atmosphérique des poussières (PM_{2,5})

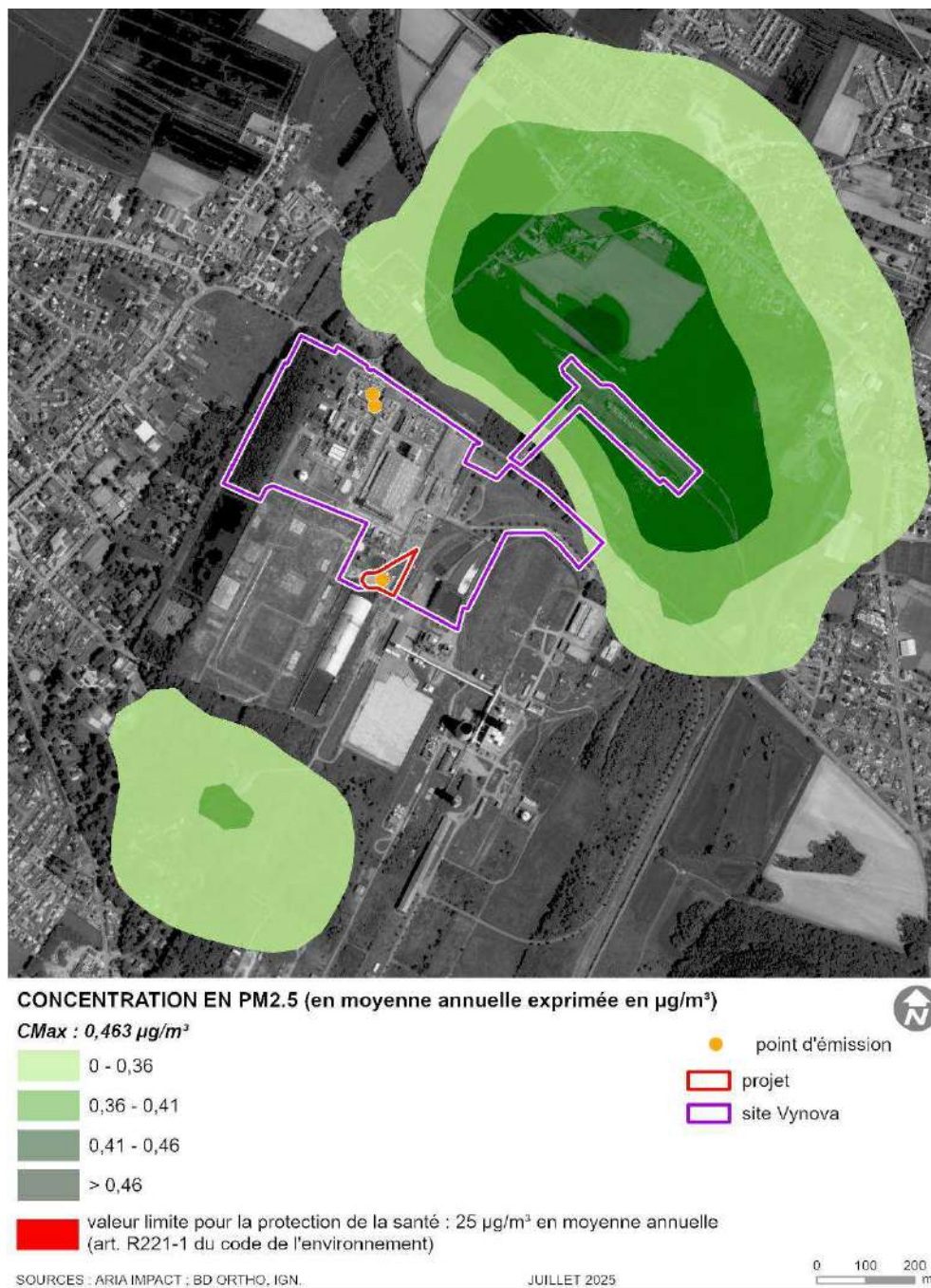
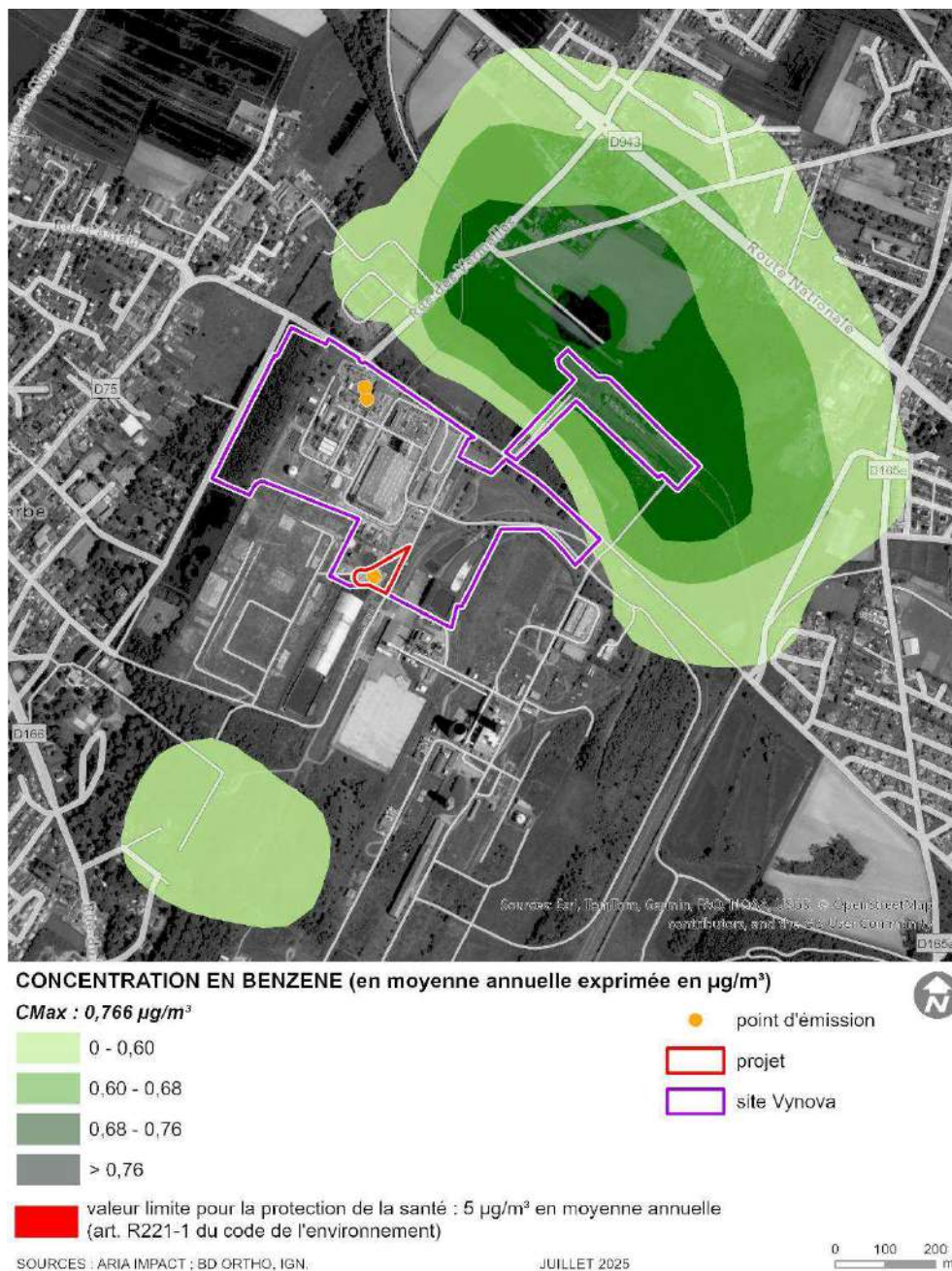


Illustration n° 12 : Modélisation de la dispersion atmosphérique du benzène



4.2.2. Evaluation de l'exposition par inhalation

La concentration moyenne inhalée par jour, CI , qui est une concentration administrée, est obtenue par le calcul suivant :

$$CI = \left(\sum_i (C_i \times t_i) \right) \times F \times \frac{T}{T_m}$$

Avec :

CI : Concentration moyenne inhalée (mg/m^3 ou $\mu\text{g}/\text{m}^3$),

C_i : Concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en mg/m^3),

t_i : Fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée,

T : Durée d'exposition (en années),

F : Fréquence ou taux d'exposition exprimé comme le nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours (sans dimension),

T_m : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en années).

Cette formule n'intégrant pas de facteur particulier selon le type de personnes considérées, nous n'envisagerons pas le cas spécifique des populations sensibles situées autour du site, mais uniquement le **cas le plus défavorable**. Il s'agit d'un cas purement hypothétique : **une personne présente en permanence, toute sa vie durant, à l'endroit où s'observent les concentrations maximales à l'immission**. En conséquence, la concentration inhalée sera équivalente à la concentration à l'immission.

En premier lieu, nous évaluerons les risques sanitaires dans la zone de retombée maximale. Dans cette approche, si les risques sanitaires sont acceptables pour le cas le plus défavorable, alors ils le seront également pour tout point récepteur.

Toutefois, considérant un scénario « raisonnablement » majorant, et conformément aux préconisations du guide de l'INERIS pour la réalisation de l'évaluation des risques sanitaires (INERIS, 2003), la durée d'exposition pour les effets sans seuil sera assimilée à la durée de résidence moyenne d'un ménage dans un même logement, à savoir 30 ans (Nedellec et al, 1998).

- Pour les effets systémiques se déclenchant à partir d'une valeur seuil, le temps d'exposition sera égal à la durée de vie entière, soit $T = 70$ ans.
- Pour les effets cancérogènes se déclenchant même pour une faible exposition, le temps d'exposition sera assimilé au temps de résidence moyen d'un ménage dans un même logement, soit $T = 30$ ans.

Le ratio $\frac{T}{T_m}$ (ratio 30/70) n'apparaîtra donc dans les calculs que pour les effets sans seuil.

Tableau n° 13 : Concentrations inhalées (en mg/m³)

Composé	Concentration maximale à l'immission (moyenne annuelle en mg/m ³)	t _i	F	T (années)	T _m (années)	Concentration inhalée CI Effets à seuil (mg/m ³)	Concentration inhalée CI Effets sans seuil (mg/m ³)
PM2,5	4,63.10 ⁻⁴	La personne étant présente 24 h / 24, t _i = 1	La personne étant présente toute l'année, 365 jours/an, F = 365/365	La personne étant présente toute sa vie durant et sa vie étant estimée égale à 70 ans en moyenne, T = 70	La durée d'exposition maximale étant égale à la durée de vie entière (estimée à 70 ans en moyenne), T _m = 70	4,63.10 ⁻⁴	1,98.10 ⁻⁴
CO	3,99.10 ⁻³					3,99.10 ⁻³	1,71.10 ⁻³
NO ₂	4,75.10 ⁻³					4,75.10 ⁻³	2,04.10 ⁻³
SO ₂	3,06.10 ⁻³					3,06.10 ⁻³	1,31.10 ⁻³
HCl	4,6.10 ⁻⁴					4,6.10 ⁻⁴	1,97.10 ⁻⁴
HF	3,83.10 ⁻⁴					3,83.10 ⁻⁴	1,64.10 ⁻⁴
NH ₃	7,64.10 ⁻⁵					7,64.10 ⁻⁵	3,27.10 ⁻⁵
Benzène	7,67.10 ⁻⁴					7,67.10 ⁻⁴	3,29.10 ⁻⁴
Benzo(a)pyrène	1,01.10 ⁻⁷					1,01.10 ⁻⁷	4,33.10 ⁻⁸
Benzo(b)fluoranthène	1,9.10 ⁻⁷					1,9.10 ⁻⁷	8,14.10 ⁻⁸
Benzo(k)fluoranthène	6,38.10 ⁻⁸					6,38.10 ⁻⁸	2,73.10 ⁻⁸
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène	3,79.10 ⁻⁷					3,79.10 ⁻⁷	1,62.10 ⁻⁷
Benzo(g,h,i)pérylène	1,27.10 ⁻⁷					1,27.10 ⁻⁷	5,44.10 ⁻⁸
Benzo(a)anthracène	3,86.10 ⁻⁸					3,86.10 ⁻⁸	1,65.10 ⁻⁸
Dibenzo(a,h)anthracène	6,36.10 ⁻⁸					6,36.10 ⁻⁸	2,73.10 ⁻⁸
Fluoranthène	5,68.10 ⁻⁷					5,68.10 ⁻⁷	2,43.10 ⁻⁷
2,3,8-TCDD	1,51.10 ⁻¹²					1,51.10 ⁻¹²	6,47.10 ⁻¹³
Cadmium	8,82.10 ⁻⁷					8,82.10 ⁻⁷	3,78.10 ⁻⁷
Mercure	7,63.10 ⁻⁷					7,63.10 ⁻⁷	3,27.10 ⁻⁷
Arsenic	1,69.10 ⁻⁶					1,69.10 ⁻⁶	7,24.10 ⁻⁷
Sélénium	7,02.10 ⁻⁶					7,02.10 ⁻⁶	3,01.10 ⁻⁶
Chrome (VI)	1,73.10 ⁻⁷					1,73.10 ⁻⁷	7,41.10 ⁻⁸
Cuivre	2,94.10 ⁻⁵					2,94.10 ⁻⁵	1,26.10 ⁻⁵
Nickel	1,34.10 ⁻⁵					1,34.10 ⁻⁵	5,74.10 ⁻⁶
Zinc	2,61.10 ⁻⁴					2,61.10 ⁻⁴	1,12.10 ⁻⁴
Plomb	1,87.10 ⁻⁵					1,87.10 ⁻⁵	8,01.10 ⁻⁶

4.3. Evaluation de l'exposition par ingestion

4.3.1. Présentation du code de calcul

Le modèle de calcul utilisé pour l'évaluation des risques liés à l'ingestion a été développé par OTE Ingénierie à partir du logiciel américain CalTOX (version 4.0 de 2002).

La méthodologie de l'évaluation de l'impact sanitaire par ingestion a fait l'objet d'une publication scientifique dans la revue Environnement & Technique (Graff L., Bard T., Evaluation de l'impact sanitaire des éléments traces métalliques (ETM) par voie orale – Cas d'une industrie classée pour la protection de l'environnement, Environnement & Technique, 2005 ; 245 : 35-40.)

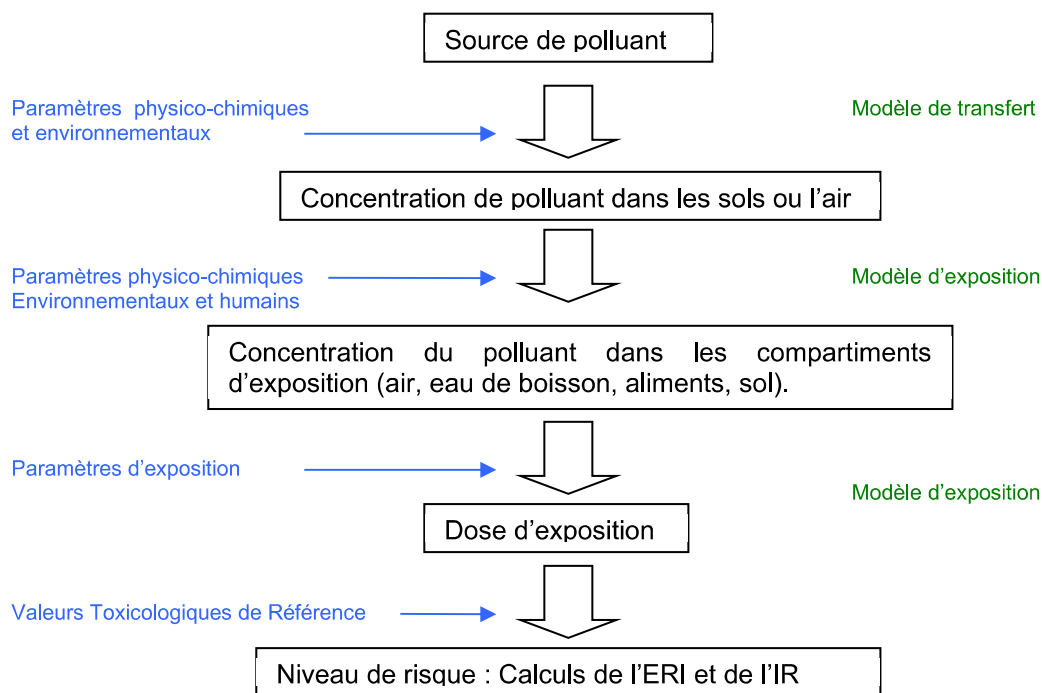
Il a par la suite été utilisé pour la réalisation d'évaluations des risques sanitaires par ingestion validées par différents services administratifs compétents (DREAL Grand Est, DREAL Bourgogne-Franche-Comté, etc.)

Le code de calcul permet d'évaluer les expositions humaines liées à des sites pollués. Il prend en compte de nombreux phénomènes de transfert des polluants et voies d'expositions, tout en respectant le principe de conservation de masse du polluant entre les différents compartiments.

Le modèle sur lequel est basé le code de calcul comporte 2 parties principales :

- un **modèle de transfert** des polluants dans l'environnement, basé sur le principe de conservation de la masse et permettant de calculer les concentrations dans les compartiments environnementaux (sol superficiel, sol racinaire, biomasse végétale, air...),
- un **modèle d'exposition**, permettant de calculer les concentrations dans les compartiments d'exposition (fruits, légumes, viande, œufs...) et les doses d'exposition à partir des concentrations environnementales.

Illustration n° 13 : Etape du code de calcul des risques par ingestion



Le code de calcul est basé sur une représentation de l'environnement à partir de huit compartiments ou milieux environnementaux :

- l'air,
- la **biomasse végétale** : concerne seulement les parties aériennes et est principalement composé des feuilles car les échanges avec l'air sont majoritaires par rapport à ceux avec la tige,
- le **sol superficiel** : correspond à la surface du sol et n'excède habituellement pas 2 centimètres,
- le **sol racinaire** : partie du sol où se développent les racines des végétaux et qui intègre donc quatre phases (les particules, l'eau et l'air du sol et les racines),
- la couche de **sol non saturé** : correspond à la zone située entre la couche d'emprise des racines et l'aquifère,
- l'eau de surface,
- l'eau souterraine,
- les **sédiments** : ils peuvent se diviser en deux couches : une couche active, où il y a une forte interaction avec l'eau et une couche inactive, plus profonde, isolée de l'eau par enfouissement des sédiments au fil du temps. La couche de sédiments prise en compte dans le système correspond à la couche active.

La modélisation des transferts du polluant entre les différents compartiments est basée sur la notion de fugacité, c'est-à-dire la tendance d'une substance à s'échapper d'un milieu. Ainsi, le principe de conservation de la masse du polluant entre les différents compartiments est respecté et les concentrations de polluant entre les différents milieux évoluent au cours du temps jusqu'à ce que leur état stationnaire soit atteint.

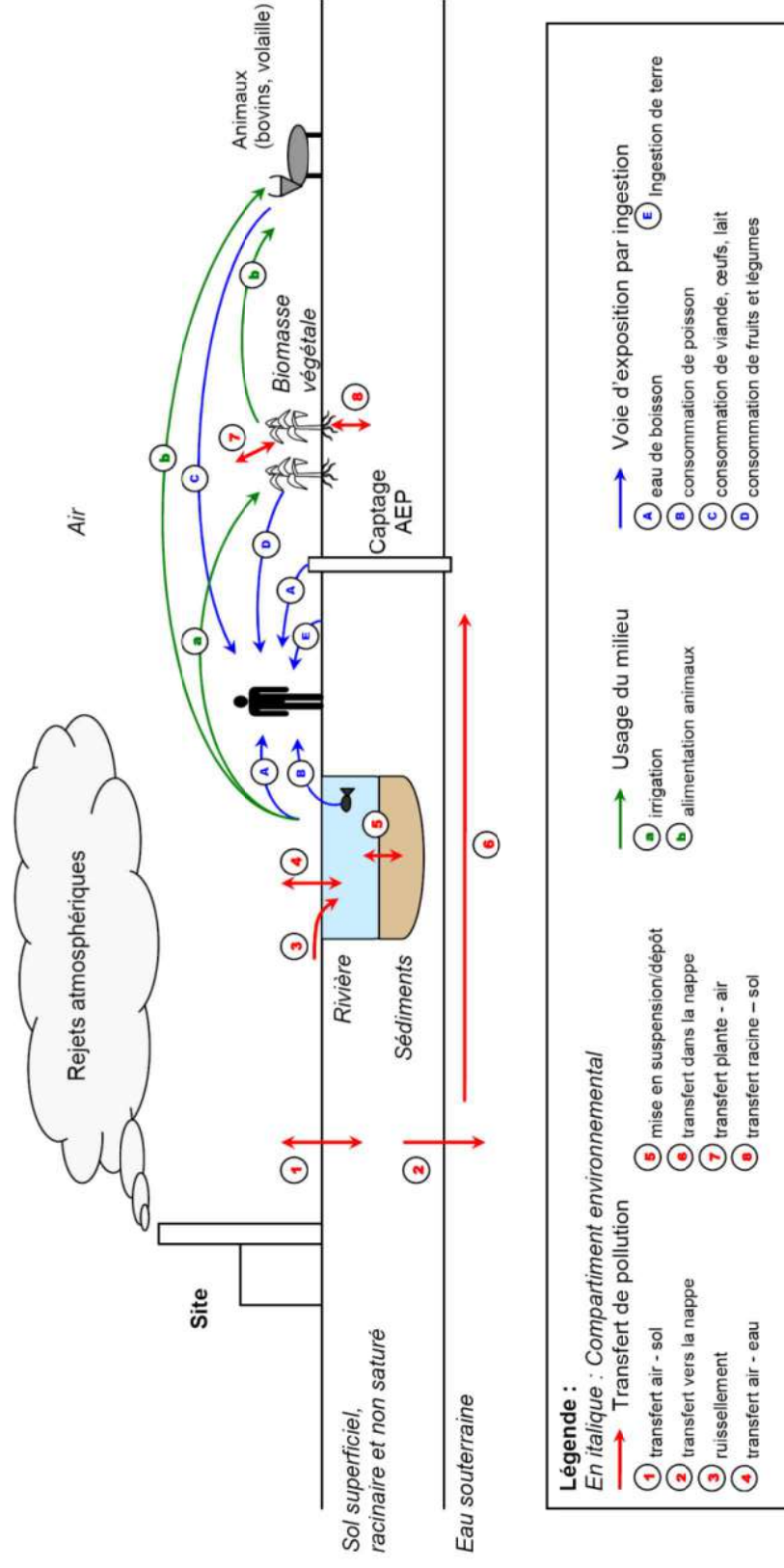
Le code de calcul correspond à un système non équilibré et ouvert, c'est-à-dire pouvant recevoir des émissions constantes au cours du temps et en perdre.

Ce logiciel effectue l'inventaire d'une substance parmi les compartiments et estime la tendance de celle-ci sur une certaine période à rester dans un compartiment, à être transporté dans un autre compartiment ou à se transformer en une autre substance.

Un système d'équations différentielles de premier ordre, linéaires et couplées représente les échanges entre compartiment. De nombreux phénomènes physiques, chimiques et biologiques concourent au devenir du polluant.

Le schéma suivant synthétise les **différentes possibilités d'exposition par ingestion**.

Illustration n° 14 : Présentation des voies de transferts et d'expositions par INGESTION pouvant être pris en compte dans le code de calculs OTE



4.3.2. Scénario d'exposition

Compte tenu de l'ensemble des limites et sources d'incertitudes liées à la nature et à la qualité des données, la construction du scénario d'exposition a pour objectif d'évaluer l'exposition réelle et le risque réel par une estimation haute, scénario « raisonnablement majorant ». Ainsi nous visons à évaluer la moitié supérieure de la distribution des risques prévisibles.

Dans le scénario « raisonnablement majorant », des hypothèses pénalisantes sont posées lorsque des données de situation réelles ne sont pas disponibles :

- soit la valeur maximale : concentrations atmosphériques et dépôts surfaciques, durée de résidence,
- soit une valeur délibérément majorante lorsqu'on ne dispose pas de valeur de la distribution : temps quotidien passé à domicile, valeur maximale d'émission autorisée pour un groupe de polluants attribuée à chacun de ces polluants,
- soit une valeur réelle lorsqu'elle est disponible : ration alimentaire autoconsommée.

Les choix réalisés à chaque étape de la construction de ce scénario sont par définition des hypothèses et restent donc discutables.

Il faut maintenant décrire qualitativement et quantitativement les expositions (respiratoire et digestive) de la population étudiée. En effet, l'exposition varie selon que l'on se situe en population générale ou en milieu professionnel mais également, dans un même milieu environnemental, selon l'âge, le mode de vie, les habitudes alimentaires, les pratiques de loisir ou le budget espace/temps des individus.

Il faut donc le plus souvent avoir recours à des enquêtes descriptives sur le terrain afin de préciser cette exposition. Néanmoins, l'exposition ne peut jamais être mesurée totalement et on est toujours amené à formuler des hypothèses soit à partir de valeurs publiées pour un individu « moyen » : volume d'air inhalé, quantité d'aliment ingérée, etc..., soit à partir de la connaissance de la population étudiée : population rurale habitant sur son lieu de travail et se déplaçant peu.

Les hypothèses de ce scénario d'exposition peuvent être plus ou moins protectrices, c'est-à-dire que l'on peut faire des estimations plus ou moins majorantes de l'exposition. Il est de toute façon nécessaire à chaque étape de décrire précisément les choix réalisés et les justifier.

Présentation du scénario de l'étude

Nous supposons que les rejets du projet ont lieu 100 % du temps, que les émissions ont lieu pendant 30 ans et ainsi les expositions de la population sont calculées par rapport à cette durée de fonctionnement.

Concrètement, les risques cancérogènes sont évalués à partir de l'exposition moyenne, statistiquement parlant, durant ces trente années de fonctionnement. Quant aux risques non cancérogènes, ils sont estimés au moment de la contamination maximale des milieux.

Les expositions sont estimées sur le secteur correspondant aux retombées au sol les plus importantes. Il s'agit alors de l'exposition maximale liée aux rejets atmosphériques.

4.3.3. Synthèse des paramètres d'entrée du modèle

a) Paramètres des polluants

❖ Caractéristiques physico-chimiques des polluants

Les composés retenus pour une exposition par ingestion sont les **composés particuliers pour lesquels nous disposons de VTR orales**. Ils sont listés dans le tableau suivant.

Les principaux paramètres physico-chimiques nécessaires à la modélisation sont présentés dans le tableau page suivante.

Les données sont issues de la base de données du logiciel CalTOX (version 4), elle-même renseignée grâce à diverses études notamment de l'US-EPA et de l'ATSDR.

Composé	Poids moléculaire (g/mol)	Solubilité (mol/m ³)	Coefficient de diffusion dans l'air pur (m ² /j)	Coefficient de diffusion dans l'eau pure (m ² /j)	Coefficient de partage octanol/eau	Constante de Henry (Pa·m ³ /mol)	Pression de vapeur (Pa)
Benzo(a)pyrène	252,3	1,03.10 ⁻⁵	0,44	5,26.10 ⁻⁵	2,2.10 ⁺⁶	0,092	7,13.10 ⁻⁷
Benzo(b)fluoranthène	252,3	3.10 ⁻⁵	0,2	5,2.10 ⁻⁵	1,9.10 ⁺⁶	-	4,6.10 ⁻⁵
Benzo(k)fluoranthène	252,3	3.10 ⁻⁵	0,2	5,2.10 ⁻⁵	1,9.10 ⁺⁶	-	4,6.10 ⁻⁵
Benzo(g,h,i)pérylène	276,3	1,1.10 ⁻⁴	0.164	5.10 ⁻⁵	1,76.10 ⁺⁷	0,00704	2,02.10 ⁻⁸
Dibenzo(a,h)anthracène	278,35	2,9.10 ⁻⁶	0,17	4,8.10 ⁻⁵	4,6.10 ⁺⁶	-	1,02.10 ⁻⁸
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène	276,3	1,1.10 ⁻⁴	0.164	5.10 ⁻⁵	1,76.10 ⁺⁷	0,00704	2,02.10 ⁻⁸
Benzo(a)anthracène	228,29	6,4.10 ⁻⁵	0,44	5,4.10 ⁻⁵	497000	0,813	2,45.10 ⁻⁵
Fluoranthène	202,26	1,16.10 ⁻³	0,26	5,9.10 ⁻⁵	1,27.10 ⁺⁵	-	0,00119
Dioxines	322	1,9.10 ⁻⁷	0,42	5,1.10 ⁻⁵	4,6.10 ⁺⁶	2,47	1,6.10 ⁻⁶
Cadmium	112,4	-	0,64	1,3.10 ⁻⁴	0	-	0
Mercure	201	2,8.10 ⁻⁴	0,64	0,15.10 ⁻⁸	0	861,3	0,26
Arsenic	74,92	0,1	0,64	0,66.10 ⁻⁴	0	-	0
Sélénium	78,96	1	0,64	0,00013	0	-	0
Plomb	207,2	-	0,64	0,66.10 ⁻⁴	0	-	0
Chrome VI	52	-	0,64	1,3.10 ⁻⁴	0	-	0
Cuivre	64	156,25	0,64	0,00013	0	-	0
Nickel	59	-	0,64	0,15.10 ⁻⁸	0	-	0
Zinc	65	1	0,64	0,00013	0	-	0

❖ Concentrations et dépôts en polluants

Les concentrations maximales à l'immission et les dépôts issus du logiciel de modélisation atmosphérique ARIA Impact ont été intégrés dans le code de calcul. Ces concentrations sont supposées présentes dans toute la zone d'étude déterminée ; cette hypothèse est donc majorante.

Composé	Concentrations maximales à l'immission (mg/m ³)	Dépôt maximal au sol (mg/m ² .s)
Dioxines	$1,51.10^{-12}$	$7,57.10^{-16}$
Benzo(a)pyrène	$1,01.10^{-7}$	$5,07.10^{-11}$
Benzo(b)fluoranthène	$1,9.10^{-7}$	$9,49.10^{-11}$
Benzo(k)fluoranthène	$6,38.10^{-8}$	$3,19.10^{-11}$
Benzo(g,h,i)pérylène	$1,27.10^{-7}$	$6,33.10^{-11}$
Dibenzo(a,h)anthracène	$6,36.10^{-8}$	$3,18.10^{-11}$
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène	$3,79.10^{-7}$	$1,89.10^{-10}$
Benzo(a)anthracène	$3,86.10^{-8}$	$1,93.10^{-11}$
Fluoranthène	$5,68.10^{-7}$	$2,84.10^{-10}$
Cadmium	$8,82.10^{-7}$	$3,97.10^{-9}$
Mercuré	$7,63.10^{-7}$	$3,82.10^{-10}$
Arsenic	$1,69.10^{-6}$	$3,72.10^{-9}$
Sélénium	$7,02.10^{-6}$	$2,88.10^{-8}$
Chrome VI	$1,73.10^{-7}$	$8,66.10^{-10}$
Cuivre	$2,94.10^{-5}$	$1,2.10^{-7}$
Nickel	$1,34.10^{-5}$	$6,04.10^{-8}$
Zinc	$2,61.10^{-4}$	$1,07.10^{-6}$
Plomb	$1,87.10^{-5}$	$5,6.10^{-8}$

b) Paramètres des cibles

En fonction des données disponibles sur les consommations alimentaires des individus, la population a été divisée en **deux classes d'âge**, c'est-à-dire les enfants et les adultes.

L'enfant est assimilé à un individu d'âge inférieur à 6 ans, ayant un poids moyen de 15 kg et l'adulte est caractérisé par un poids de 70 kg.

Les voies d'exposition retenues sont les suivantes :

- ingestion directe de sol superficiel impacté,
- ingestion de fruits et légumes et d'œufs provenant de jardins soumis aux éventuelles retombées atmosphériques du site.

Les quantités de sol ingérées prises en compte sont celles classiquement utilisées dans les évaluations de risques. Ce sont celles utilisées dans le cadre du scénario dit « sensible » pour la définition des valeurs de constat d'impact lié aux sols pollués.

Les valeurs de consommation alimentaires présentées ci-après sont issues du rapport INERIS-DRC-14-141968-11173C « Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ers » du 23 juin 2017.

Paramètre de la cible	Adultes	Enfants
Quantité du sol ingérée (mg/j)	50	150
Quantité de légumes feuilles ingérée (g/j)	24	14,8
Quantité de légumes-racines ingérée (g/j)	70	65,6
Quantité de légumes-fruits ingérée (g/j)	110	53
Quantité de fruits ingérée (g/j)	160	71,5
Quantité d'œufs ingérée	15	10,5

La catégorie « légumes-feuilles » a été définie à partir des consommations de choux-fleurs, brocolis, choux rouges et choux-feuilles, choux de Bruxelles, laitues, épinards et bettes, endives, haricots verts, poireaux, fenouils, persils et artichauts.

La catégorie « légumes-racines » a été définie à partir des consommations de pommes de terre, de carottes, de betteraves, de salsifis, de céleris, de navets, d'oignons, d'échalotes et de champignons.

La catégorie « légumes-fruits » a été définie à partir des consommations de citrouilles, d'aubergines, de poivrons, de tomates, de concombres, de courgettes, de petits pois, de lentilles, de haricots blancs et de petits pois secs.

La catégorie « fruits » a été définie à partir des consommations d'amandes, de noix, de poires, de pommes, de pêches, de cerises, de pruneaux, d'abricots, de raisin, de fraise, de framboise et de figue.

Dans le scénario « raisonnablement majorant » étudié, on considère que les aliments ingérés proviennent **en partie** de la zone d'étude.

Les fractions d'aliments d'origine locale (provenant de la zone d'étude) retenues dans le cadre de cette étude et présentées ci-après sont également issues du rapport INERIS-DRC-14-141968-11173C « Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ers » du 23 juin 2017.

Aliments	Pourcentage d'aliment d'origine locale
Légumes feuilles	25 %
Légumes racines	25 %
Légumes fruits	25 %
Fruits	10 %
Œufs	15 %

c) Paramètres des milieux d'exposition

L'aire de la zone d'étude est égale à un disque de 1 km de diamètre, soit une aire de 0,785 km². Toute cette surface correspond à la zone considérée « contaminée » par de retombées du site, cette hypothèse est donc majorante.

Certaines données météorologiques issues de la station météorologique d'Arras sont intégrées au modèle. Il s'agit de :

- Précipitations moyennes : 711,4 mm/an
- Température moyenne de l'air : 10,8 °C
- Vitesse du vent moyenné : 3,3 m/s.

Les paramètres relatifs aux huit compartiments environnementaux pris en compte sont présentés ci-après.

Compartiment	Unité	Valeur
Compartiment air :		
Fraction d'aérosols organiques	/	0,2
Charge de poussière dans l'atmosphère	kg/m ³	6.10 ⁻⁸
Compartiment biomasse végétale :		
Masse volumique des végétaux frais	kg/m ³	825
Fraction moyenne d'eau contenue dans les végétaux	/	0,8
Production moyenne sur le site	kg/m ² /an	0,9
Compartiment sol superficiel :		
Epaisseur du sol superficiel	m	0,01
Densité des particules de sol	kg/m ³	2600
Fraction d'air dans le sol superficiel	%	26,6
Fraction d'eau dans le sol superficiel	%	12
Compartiment sol racinaire :		
Epaisseur du sol non racinaire	m	0,78
Densité des particules de sol	kg/m ³	2600
Fraction d'air dans le sol racinaire	%	25,3
Fraction d'eau dans le sol racinaire	%	20,6
Compartiment sol non saturé :		
Epaisseur du sol non saturé	m	0,56
Densité des particules de sol	kg/m ³	2600
Fraction d'air dans le sol non saturé	%	23,6
Fraction d'eau dans le sol non saturé	%	20,2
Compartiment eau souterraine :		

Compartiment	Unité	Valeur
Epaisseur de l'eau souterraine	m	3
Densité des matériaux solides	kg/m ³	2600
Porosité	%	20
Coefficient de dispersion de l'eau	m ² /j	0,05
Compartiment eau de surface :		
Epaisseur de l'eau de surface	m	10
Vitesse de ruissellement	m/j	3,4.10 ⁻⁴
Compartiment sédiments :		
Epaisseur de la couche sédimentaire	m	0,05
Densité des matériaux solides	kg/m ³	2650
Porosité	%	0,6

4.3.4. Calcul des doses d'exposition

a) Effets à seuil

Les polluants à seuil de dose pour lesquels nous disposons de VTR pour leurs effets à seuil par voie orale sont listés dans le tableau suivant.

Pour les effets à seuil (systémiques), la dose d'exposition correspond à la dose maximale de polluant ingérée lors de la période d'exposition de l'enfant ou de l'adulte.

La Dose Journalière d'Exposition est ensuite obtenue par la formule suivante :

$$DJE = \text{MAX}(E_A; E_E) \times \frac{DF}{365}$$

Avec :

EA : Dose maximale de polluant ingérée par l'adulte (mg/kg/j)

EE : Dose maximale de polluant ingéré par l'enfant (mg/kg/j)

DF : Durée de fonctionnement de l'installation

En prenant en compte la durée d'émissions atmosphériques, les résultats des doses maximales de l'enfant (EE) et de l'adulte (EA) sont présentés dans le tableau ci-après.

Tableau n° 14 : Calcul des DJE pour les effets à seuil

Composé	Dose maximale de polluant ingéré par l'adulte : E_A (mg/kg/j)	Dose maximale de polluant ingéré par l'enfant : E_E (mg/kg/j)	DJE Effets à seuil (mg/kg/j)
Dioxines	$2,34.10^{-12}$	$7,53.10^{-12}$	$7,53.10^{-12}$
Benzo(a)pyrène	$7,27.10^{-7}$	$2,56.10^{-6}$	$2,56.10^{-6}$
Benzo(g,h,i)pérylène	$5,01.10^{-6}$	$2,87.10^{-5}$	$2,87.10^{-5}$
Fluoranthène	$5,68.10^{-8}$	$1,74.10^{-7}$	$1,74.10^{-7}$
Cadmium	$3,61.10^{-8}$	$6,79.10^{-8}$	$6,79.10^{-8}$
Mercuré	$1,08.10^{-9}$	$3,22.10^{-9}$	$3,22.10^{-9}$
Arsenic	$2,56.10^{-6}$	$7,26.10^{-6}$	$7,26.10^{-6}$
Sélénium	$1,13.10^{-6}$	$3,68.10^{-6}$	$3,68.10^{-6}$
Chrome VI	$2,16.10^{-8}$	$6,55.10^{-8}$	$6,55.10^{-8}$
Cuivre	$8,74.10^{-5}$	$2,85.10^{-4}$	$2,85.10^{-4}$
Nickel	$1,21.10^{-6}$	$4,16.10^{-6}$	$4,16.10^{-6}$
Zinc	$4,69.10^{-5}$	$1,7.10^{-4}$	$1,7.10^{-4}$
Plomb	$7,23.10^{-7}$	$1,32.10^{-6}$	$1,32.10^{-6}$

b) Effets sans seuil

Les polluants sans seuil de dose pour lesquels nous disposons de VTR pour leurs effets cancérogènes par voie orale sont listés dans le tableau suivant.

Concernant le risque sans seuil (cancérogène), la dose d'exposition est la dose moyenne de polluant ingérée apportée par les différents compartiments.

Les résultats des doses d'exposition de l'adulte (E_A) et de l'enfant (E_E) provenant de chaque compartiment sont calculés.

La Dose Journalière d'Exposition est ensuite obtenue par la formule suivante :

$$DJE = \frac{E_A \times DE_A + E_E \times DE_E}{DE_A + DE_E} \times \frac{DF}{365}$$

Avec :

- E_A : Dose d'exposition moyenne de l'adulte (mg/kg/j)
- E_E : Dose d'exposition moyenne de l'enfant (mg/kg/j)
- DE_A : Durée d'exposition de l'adulte aux polluants, soit 24 ans
- DE_E : Durée d'exposition de l'enfant aux polluants, soit 6 ans
- DF : Durée de fonctionnement de l'installation

Ainsi, les Doses Journalières d'Exposition sont les suivantes :

Tableau n° 15 : Calcul des DJE pour les effets sans seuil

Composé	Dose d'exposition moyenne de l'adulte E_A (mg/kg/j)	Dose d'exposition moyenne de l'enfant E_E (mg/kg/j)	DJE Effets sans seuil (mg/kg/j)
Benzo(a)pyrène	$6,88.10^{-7}$	$2,42.10^{-6}$	$8,13.10^{-7}$
Benzo(b)fluoranthène	$1,25.10^{-7}$	$4,84.10^{-7}$	$1,51.10^{-7}$
Benzo(k)fluoranthène	$4,2.10^{-8}$	$1,62.10^{-7}$	$5,07.10^{-8}$
Indéno(1,2,3)pyrène	$1,35.10^{-5}$	$7,75.10^{-5}$	$1,82.10^{-5}$
Benzo(g,h,i)pérylène	$4,53.10^{-6}$	$2,6.10^{-5}$	$6,08.10^{-6}$
Benzo(a)anthracène	$1,02.10^{-8}$	$3,25.10^{-8}$	$1,19.10^{-8}$
Dibenzo(a,h)anthracène	$1,29.10^{-6}$	$6,08.10^{-6}$	$1,64.10^{-6}$
Fluoranthène	$5,03.10^{-8}$	$1,54.10^{-7}$	$5,78.10^{-8}$
Arsenic	$1,35.10^{-6}$	$3,81.10^{-6}$	$1,52.10^{-6}$
Chrome VI	$8,38.10^{-9}$	$2,47.10^{-8}$	$9,56.10^{-9}$
Plomb	$3,6.10^{-7}$	$6,58.10^{-7}$	$3,82.10^{-7}$

4.4. Caractérisation des risques sanitaires

4.4.1. Les effets à seuil

Pour les effets à seuil, l'expression déterministe de la survenue d'un effet toxique dépend du dépassement d'une valeur. Il est donc légitime d'exprimer le niveau de risque par le rapport entre la concentration d'exposition et la valeur toxicologique de référence ; cela revient à une approximation linéaire de la fonction dose-réponse à partir de la dose seuil. On définit ainsi pour chaque substance et chaque voie d'exposition un quotient de danger,

$$QD = \frac{DJE}{VTR} \text{ ou } QD = \frac{CI}{VTR}$$

avec :

DJE : Dose Journalière d'Exposition,

VTR : dose de concentration référence,

CI : concentration inhalée,

Lorsque ce quotient est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique apparaît peu probable selon les approximations utilisées pour le calcul des VTR ; cela reste vrai même pour les populations sensibles du fait des facteurs de sécurité adoptés. Au-delà d'un quotient de danger de 1, l'apparition d'un effet toxique ne peut plus être exclue.

a) Pour la voie inhalatoire

Le tableau suivant présente les résultats des calculs des Quotients de Danger (QD) à partir des concentrations maximales inhalées correspondant aux concentrations maximales à l'immission (au point de retombée maximale).

Rappel :

La sélection des VTR a été présentée au paragraphe 4.1.2.

S'agissant du cadmium, l'ANSES a élaboré deux VTR à seuil de dose : une pour les effets systémiques, l'autre pour les effets cancérogènes (tumeurs pulmonaires). Par conséquent, le quotient de danger QD du cadmium a été calculé, à partir des VTR de l'ANSES, pour les effets systémiques à seuil de dose d'une part, et pour les effets cancérogènes à seuil de dose d'autre part.

Tableau n° 16 : Calcul des QD - voie inhalatoire

Composé	CI à seuil (mg/m ³)	VTR (mg/m ³)	QD
HCl	$4,6.10^{-4}$	$2,0.10^{-2}$	$2,3.10^{-2}$
HF	$3,83.10^{-4}$	$1,4.10^{-2}$	$2,7.10^{-2}$
NH ₃	$7,64.10^{-5}$	0,5	$1,5.10^{-4}$
Benzène	$7,67.10^{-4}$	$9,7.10^{-3}$	$7,9.10^{-2}$
Benzo(a)pyrène	$1,01.10^{-7}$	$2,0.10^{-6}$	$5,1.10^{-2}$
Arsenic	$1,69.10^{-6}$	$1,5.10^{-5}$	$1,1.10^{-1}$
Sélénium	$7,02.10^{-6}$	$2,0.10^{-2}$	$3,5.10^{-4}$
Cadmium	$8,82.10^{-7}$	$4,5.10^{-4}$	2.10^{-3}
		$3,0.10^{-4}$	$2,9.10^{-3}$
Mercuré	$7,63.10^{-7}$	3.10^{-5}	$2,5.10^{-2}$
Chrome VI	$1,73.10^{-7}$	3.10^{-5}	$5,8.10^{-3}$
Cuivre	$2,94.10^{-5}$	1.10^{-3}	$2,9.10^{-2}$
Nickel	$1,34.10^{-5}$	$2,3.10^{-4}$	$5,8.10^{-2}$
Plomb	$1,87.10^{-5}$	9.10^{-4}	$2,1.10^{-2}$
Dioxines	$1,51.10^{-12}$	4.10^{-8}	$3,8.10^{-5}$
QD total (effets à seuil)			0,44
QD effets cancérogènes			$2,9.10^{-3}$
Seuil d'acceptabilité			1

Les quotients de danger sont tous inférieurs à 1.
Il en est de même pour le Quotient de Danger total.

b) Pour la voie orale

Le tableau suivant présente les résultats des calculs des Quotients de Danger (QD) à partir des doses d'exposition maximales correspondant aux doses maximales de polluant ingérées lors de la période d'exposition de l'enfant ou de l'adulte.

Rappel :

La sélection des VTR a été présentée au paragraphe 4.1.2..

S'agissant des dioxines, l'ANSES a élaboré une VTR à seuil de dose pour les effets cancérogènes non génotoxiques.

Le quotient de danger QD des dioxines a donc été calculé pour les effets cancérogènes à seuil de dose.

Tableau n° 17 : Calcul des QD - voie orale

Composé	Dose d'exposition DJE (mg/kg/jour)	VTR (mg/kg/jour)	QD
Dioxines	$7,5.10^{-12}$	$2,86.10^{-10}$	$2,6.10^{-2}$
Benzo(a)pyrène	$2,6.10^{-6}$	3.10^{-4}	$8,5.10^{-3}$
Benzo(g,h,i)pérylène	$2,9.10^{-5}$	3.10^{-2}	$9,6.10^{-4}$
Fluoranthène	$1,7.10^{-7}$	4.10^{-2}	$4,4.10^{-6}$
Arsenic	$7,26.10^{-6}$	3.10^{-4}	$2,3.10^{-4}$
Sélénium	$3,7.10^{-6}$	5.10^{-3}	$7,4.10^{-4}$
Cadmium	$6,8.10^{-8}$	$3,6.10^{-4}$	$1,9.10^{-4}$
Mercure	$3,2.10^{-9}$	$6,6.10^{-4}$	$4,9.10^{-6}$
Chrome VI	$6,6.10^{-8}$	9.10^{-4}	$7,3.10^{-5}$
Cuivre	$2,9.10^{-4}$	$1,4.10^{-1}$	2.10^{-3}
Nickel	$4,2.10^{-6}$	$2,8.10^{-3}$	$1,5.10^{-3}$
Zinc	$1,7.10^{-4}$	3.10^{-1}	$5,7.10^{-4}$
Plomb	$1,3.10^{-6}$	$6,3.10^{-4}$	$2,1.10^{-3}$
QD total (effets à seuil)			0,04
Seuil d'acceptabilité			1

Les quotients de danger sont tous inférieurs à 1. Il en est de même pour le Quotient de Danger total.

Conclusions :

Les Quotients de Danger (effets à seuil) sont tous inférieurs à 1.

Il est donc exclu que les rejets atmosphériques émis par les équipements de combustion du site dans leur configuration future aient un impact sanitaire sur les populations environnantes d'un point de vue systémique.

D'autant que le calcul de ces quotients est basé sur un certain nombre d'hypothèses majorantes visant à maximaliser l'évaluation des risques sanitaires (cf. Discussion des incertitudes).

4.4.2. Effets sans seuil

Pour les effets sans seuil, un Excès de Risque Individuel (ERI) est calculé en multipliant la Dose Journalière d'Exposition (DJE) par l'Excès de Risque Unitaire par voie orale (ERU_0) ou la concentration inhalée (CI) par l'Excès de Risque Unitaire par inhalation (ERU_i).

$$ERI = DJE \times ERU_0 \text{ ou } ERI = CI \times ERU_i$$

Rappelons qu'aux faibles expositions, l'hypothèse est faite d'une relation linéaire entre l'effet et l'exposition, l' ERU_0 et l' ERU_i sont donc des constantes.

L' ERI représente la probabilité qu'a un individu de développer l'effet associé à la substance sa vie durant.

a) Pour la voie inhalatoire

Le tableau suivant présente les résultats des calculs des Excès de Risque Individuel (ERI) à partir des concentrations maximales inhalées, correspondant aux concentrations maximales à l'immission.

Tableau n° 18 : Calcul des ERI – voie inhalatoire

Composé	C_{inh} sans seuil (mg/m^3)	ERU (mg/m^3) ⁻¹	ERI
Benzène	$3,29.10^{-4}$	$1,6.10^{-3}$	$5,26.10^{-7}$
Benzo(a)pyrène	$4,33.10^{-8}$	6.10^{-1}	$2,6.10^{-8}$
Benzo(b)fluoranthène	$8,14.10^{-8}$	6.10^{-2}	$4,89.10^{-9}$
Benzo(k)fluoranthène	$2,73.10^{-8}$	6.10^{-2}	$1,64.10^{-9}$
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène	$1,62.10^{-7}$	6.10^{-2}	$9,75.10^{-9}$
Benzo(g,h,i)pérylène	$5,44.10^{-8}$	6.10^{-3}	$3,27.10^{-10}$
Benzo(a)anthracène	$1,65.10^{-8}$	6.10^{-2}	$9,93.10^{-10}$
Dibenzo(a,h)anthracène	$2,73.10^{-8}$	6.10^{-1}	$1,64.10^{-8}$
Fluoranthène	$2,73.10^{-7}$	6.10^{-4}	$1,46.10^{-10}$
Arsenic	$7,24.10^{-7}$	0,15	$1,09.10^{-7}$
Chrome VI	$7,41.10^{-8}$	40	$2,97.10^{-6}$
Nickel	$5,74.10^{-6}$	$1,7.10^{-1}$	$9,76.10^{-7}$
Plomb	$8,01.10^{-6}$	$1,2.10^{-2}$	$9,62.10^{-8}$
Dioxines	$6,47.10^{-13}$	$3,8.10^{-4}$	$2,46.10^{-8}$
ERI total			$4,8.10^{-6}$
Seuil d'acceptabilité de l'OMS			1.10^{-5}

L'ERI total est de $4,8.10^{-6}$ (correspondant à 0,48 cas supplémentaires de cancer sur 100 000 de personnes exposées).

L'ERI est inférieur au seuil d'acceptabilité de l'OMS, qui est de 1.10^{-5} (correspondant à 1 cas supplémentaire de cancer sur 100 000 personnes exposées).

b) Pour la voie orale

Tableau n° 19 : Calcul des ERI - voie orale

Composé	Dose d'exposition E (mg/kg/j)	ERU (mg/kg) ⁻¹	ERI
Benzo(a)pyrène	$8,13.10^{-7}$	1	$8,1.10^{-7}$
Benzo(b)fluoranthène	$1,51.10^{-7}$	1.10^{-1}	$1,5.10^{-8}$
Benzo(k)fluoranthène	$5,07.10^{-8}$	1.10^{-1}	$5,1.10^{-9}$
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène	$1,82.10^{-5}$	1.10^{-1}	$1,8.10^{-6}$
Benzo(g,h,i)pérylène	$6,08.10^{-6}$	1.10^{-2}	$6,1.10^{-8}$
Benzo(a)anthracène	$1,19.10^{-8}$	1.10^{-1}	$1,2.10^{-9}$
Dibenzo(a,h)anthracène	$1,64.10^{-6}$	1	$1,6.10^{-6}$
Fluoranthène	$5,78.10^{-8}$	1.10^{-3}	$5,8.10^{-11}$
Arsenic	$1,52.10^{-6}$	1,5	$2,3.10^{-6}$
Chrome VI	$9,56.10^{-9}$	0,5	$4,8.10^{-9}$
Plomb	$3,82.10^{-7}$	$8,5.10^{-3}$	$3,2.10^{-9}$
ERI total			$6,6.10^{-6}$
Seuil d'acceptabilité de l'OMS			1.10^{-5}

L'ERI total est de $6,6.10^{-6}$ (correspondant à 0,66 cas supplémentaires de cancer sur 100 000 de personnes exposées).

L'ERI est inférieur au seuil d'acceptabilité de l'OMS, qui est de 1.10^{-5} (correspondant à 1 cas supplémentaire de cancer sur 100 000 personnes exposées).

Conclusions :

Les Excès de Risques Individuels (effets sans seuil) sont inférieurs au seuil d'acceptabilité de l'OMS, qui est de 1.10^{-5} .

Il est donc exclu que les rejets atmosphériques émis par les équipements de combustion du site dans leur configuration future aient un impact sanitaire sur les populations environnantes d'un point de vue cancérigène.

D'autant que le calcul de ces excès de risque est basé sur un certain nombre d'hypothèses majorantes visant à maximaliser l'évaluation des risques sanitaires (cf. Discussion des incertitudes).

c) Cas particulier des PM_{2,5}

En l'absence de consensus ou de recommandations sur des niveaux acceptables de risque sanitaire lié à l'exposition aux particules de l'air ambiant, et contrairement à de nombreuses substances chimiques pour lesquelles un niveau acceptable de risque de cancer de 10^{-4} à 10^{-6} est souvent utilisé dans l'élaboration de valeurs réglementaires, l'ANSES n'a pas accompagné sa proposition de VTR par des valeurs de concentrations équivalentes à des niveaux acceptables d'excès de risque individuel (ERI).

A titre d'information, pour les rayonnements ionisants et pour le radon dans l'air, une exposition pendant 70 ans à la valeur limite réglementaire pour l'exposition du public correspondrait à un niveau estimé de risque de cancer de l'ordre de 10^{-3} à 10^{-2} , d'après les relations exposition-risque disponibles (Hunter et al. 2015; ICRP 2022) et sous l'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil entre exposition et risque.

Pour les particules de l'air ambiant, les concentrations les plus faibles observées en France sont associées à un niveau de risque de l'ordre de 10^{-3} pour le cancer du poumon et le petit poids de naissance et de l'ordre de 10^{-2} pour l'asthme et les décès anticipés.

A titre indicatif, les niveaux des excès de risque vie entière de décès anticipé, correspondant à l'exposition à une concentration en PM_{2,5} équivalente aux valeurs guides et aux valeurs cibles intermédiaires recommandées par l'OMS, varient de $5,7 \cdot 10^{-2}$ à $2,6 \cdot 10^{-1}$.

(source : Anses. (2022). Avis de l'ANSES relatif à la recommandation de VTR par voie respiratoire pour l'exposition à long terme aux particules de l'air ambiant extérieur (PM_{2,5} et PM₁₀) et à la faisabilité d'élaborer des VTR pour les particules de carbone suie et les particules ultrafines. (saisine 2019-SA-0198). Maisons-Alfort : Anses, 32 p)

Le tableau suivant présente le calcul de l'Excès de Risque Individuel (ERI) pour les poussières en tant que PM_{2,5} à partir des concentrations inhalées.

Composé	C _{inh} sans seuil (µg/m ³)	ERU (µg/m ³) ⁻¹	ERI
PM _{2,5}	0,463	$1,28 \cdot 10^{-2}$	$5,9 \cdot 10^{-3}$
ERI total	/	/	$5,9 \cdot 10^{-3}$
Seuil d'acceptabilité (décès anticipés)			$5,7 \cdot 10^{-2}$

Conclusions :

L'excès de risque individuel pour les PM_{2,5} de $5,9 \cdot 10^{-3}$ est inférieur au seuil d'acceptabilité qui est de $5,7 \cdot 10^{-2}$ pour les particules fines. Le niveau d'excès de risque peut donc être considéré comme acceptable.

Une évaluation qualitative, par comparaison des concentrations à l'immission avec les valeurs réglementaires disponibles pour la qualité de l'air a également été réalisée (cf. § 4.5. suivant).

4.5. Evaluation qualitative : cas particulier des poussières, du CO, des NOx et du SO2

4.5.1. Cas particulier des poussières (PM2,5)

Bien que ne faisant pas l'objet de valeurs toxicologiques de référence pour leurs effets chroniques, les poussières ont fait l'objet d'une modélisation de la dispersion atmosphérique, afin de déterminer, à partir des flux émis par les différentes installations du site, la concentration à l'immission susceptible d'être retrouvée dans l'environnement du site.

Toxicité des Poussières

Toxicocinétique

Déposées dans les voies respiratoires distales, les particules fines vont être lentement éliminées par phagocytose ou par le tapis mucociliaire (en jours ou semaines) ; la réaction inflammatoire produite, qui augmente la perméabilité épithéliale, facilite le passage des polluants véhiculés par les particules dans le courant lymphatique et sanguin.

Les effets biologiques des particules peuvent être classés schématiquement sous trois rubriques :

- immunotoxiques dont allergiques,
- génotoxiques dont cancérogènes,
- réactions inflammatoires non spécifiques. Les premiers ont été étudiés spécifiquement pour les particules diesel et ne concernent pas, en l'état actuel des connaissances, les particules de la combustion. Le risque cancérogène est associé aux constituants chimiques des particules, notamment à certains éléments minéraux particuliers (Ni, As, Cr et Cd) et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés et non halogénés.

La composition chimique des particules émises et inhalées détermine largement la nature de leurs effets biologiques et sanitaires. Au-delà de leurs caractéristiques chimiques, le caractère irritant des particules inhalées entraîne des phénomènes inflammatoires non-spécifiques bien décrits par de nombreuses études, épidémiologiques ou expérimentales.

Les particules respirées ont, in vitro et in vivo, une activité pro-inflammatoire, en partie liée à la génération de radicaux oxydants. Cela conduit à la mobilisation de cellules inflammatoires et à la libération de nombreuses cytokines, contribuant à l'augmentation de la perméabilité épithéliale.

Les observations épidémiologiques relatives à l'augmentation de la mortalité cardio-vasculaire en lien avec les variations à court terme des concentrations des particules commencent aussi à être comprises expérimentalement, conformément aux hypothèses étiopathogéniques concernant les modifications de la viscosité du plasma.

Toxicité chez l'homme

Les résultats des principales études épidémiologiques convergent pour attribuer aux particules fines une part de responsabilité dans la survenue d'une vaste gamme d'effets sanitaires.

A court terme, on observe l'aggravation des signes cliniques préexistants chez certains sujets asthmatiques, enfants et adultes, et l'augmentation de la fréquence des décès prématurés par affection respiratoire ou cardio-vasculaire chez des adultes souvent âgés ; ces manifestations ont été principalement attribuées à l'augmentation de la concentration des particules en suspension. A long terme, on observe une surmortalité modérée par affections cardio-vasculaires ou cancer du poumon dans les villes les plus polluées.

Les études épidémiologiques ainsi que les études expérimentales d'immunotoxicité et de génotoxicité permettent de conclure, avec un raisonnable degré de certitude scientifique, que les particules fines, notamment celles émises par les véhicules diesel, sont bien des facteurs de risque sanitaire. Le Comité de la prévention et de la précaution estime en conséquence que les données scientifiques disponibles permettent de considérer les particules fines (mesurées en tant que PM_{2,5}) comme un des indicateurs les plus représentatifs de la qualité de l'air d'un point de vue sanitaire. De nombreuses incertitudes subsistent cependant, qui appellent la poursuite de recherches expérimentales et épidémiologiques, notamment sur les effets à long terme de ces substances (apparition de cancers autres que broncho-pulmonaires ou développement de l'asthme).

Valeurs réglementaires pour les PM_{2,5}

Le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 modifié, relatif à la qualité de l'air précise :

- Valeur limite : 25 µg/m³ en moyenne annuelle
- Valeur cible : 20 µg/m³ en moyenne annuelle
- Objectif de qualité : 10 µg/m³ (en moyenne annuelle des concentrations de particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 2,5 micromètres).

Les nouvelles lignes directrices 2021 de l'OMS pour la qualité de l'air donnent les valeurs indicatives suivantes :

- Lignes directrices : 5 µg/m³ en moyenne annuelle

En l'absence d'autres valeurs de référence adéquates, ces valeurs pourront être comparées aux concentrations en poussières à l'immission induites par les activités du site.

Evaluation de l'exposition et caractérisation du risque

Evaluation des concentrations à l'immission

De la même manière que pour les autres polluants, nous avons modélisé la dispersion atmosphérique des rejets de poussières pour estimer la concentration à l'immission à partir des flux à l'émission.

Les points d'émission étant identiques, les paramètres nécessaires à la modélisation sont donc les mêmes.

Ainsi, une concentration maximale à l'immission de $4,63 \cdot 10^{-4}$ mg/m³ de poussières est retrouvée à 550 m minimum au Nord-Est de la zone projet.

Caractérisation du risque

En l'absence de VTR adéquate pour l'évaluation quantitative du risque sanitaire lié aux rejets atmosphériques de poussières, nous nous proposons de comparer les concentrations retrouvées dans l'environnement aux valeurs réglementaires disponibles.

	Concentration en PM _{2,5} (µg/m ³ en moyenne annuelle)	Valeurs réglementaires de qualité de l'air (code de l'Env. et lignes directrices OMS) (µg/m ³ en moyenne annuelle)		
		Valeur limite pour la protection de la santé	Objectif de qualité	Lignes directrices
Concentration modélisée	0,463	25	10	5
Concentration de fond * (modélisation 2023)	10 – 12			
Concentration totale max	10,463 – 12,463			

* La concentration de fond 2023 prend en compte les rejets actuels du site VYNOVA. Par conséquent, l'impact cumulé de la concentration modélisée (correspondant aux rejets futurs du site) avec la concentration de fond sera majorant (double prise en compte des rejets du site).

La concentration en poussières (assimilées à des PM_{2,5}) retrouvée dans l'environnement et induite par les rejets du site est inférieure à l'objectif de qualité défini par la réglementation et par l'OMS. Il est donc peu probable, qu'avec une concentration plus de 50 fois inférieure à la valeur limite pour la protection de la santé, les rejets du site aient un impact sur les populations environnantes.

La concentration totale en PM_{2,5} prenant en compte les rejets du site et le bruit de fond dans la zone d'influence du site est également inférieure à la valeur limite définie par la réglementation. Il est donc peu probable que les rejets du site aient un impact sur les populations environnantes.

4.5.2. Cas particulier du CO

Bien que ne faisant pas l'objet de valeurs toxicologiques de référence pour ses effets chroniques, le monoxyde de carbone (CO) a fait l'objet d'une modélisation de la dispersion atmosphérique, afin de déterminer, à partir des flux émis par les différents équipements du site, la concentration à l'immission susceptible d'être retrouvée dans l'environnement du site.

Toxicité du monoxyde de carbone

Toxicocinétique (INRS)

Chez l'homme comme chez l'animal, l'oxyde de carbone est absorbé par les poumons. Il diffuse à travers les membranes alvéolo-capillaires. En présence d'une concentration constante pendant plusieurs heures, le taux d'absorption diminue régulièrement jusqu'à atteindre un état d'équilibre entre la pression partielle d'oxyde de carbone dans le sang capillaire pulmonaire et celle de l'alvéole. L'oxyde de carbone traverse les barrières méningée et placentaire.

Entre 80 et 90 % de l'oxyde de carbone absorbé se fixent sur l'hémoglobine, dont l'affinité pour le CO est environ 200 fois supérieure à celle pour l'oxygène. La concentration en carboxyhémoglobine augmente rapidement dès le début de l'exposition, ralentit après 3 h puis atteint un plateau stable à la fin d'une exposition de 8 h. L'oxyde de carbone modifie la dissociation oxygène-hémoglobine de telle manière qu'il diminue la libération d'oxygène dans les tissus.

L'oxyde de carbone est éliminé essentiellement par ventilation pulmonaire. Après l'arrêt de l'exposition, la concentration en carboxyhémoglobine décline avec une demi-vie d'environ 3 à 5 h. La décroissance est d'abord rapide et exponentielle (20-30 min), probablement liée à la distribution de l'oxyde de carbone vers la myoglobine et les cytochromes ainsi qu'à l'élimination pulmonaire.

Une deuxième phase plus lente reflète vraisemblablement la libération de l'oxyde de carbone de l'hémoglobine et de myoglobine, la diffusion pulmonaire et la ventilation.

La vitesse de disparition de la carboxyhémoglobine est fonction de son taux initial et de la variation individuelle.

Toxicité chez l'homme (INRS)

Toxicité aiguë et subaiguë

En cas d'intoxication suraiguë ou massive, la symptomatologie clinique associe paralysie des membres, coma, convulsions et évolue rapidement en l'absence de traitement vers le décès en quelques secondes ou quelques minutes.

L'intoxication aiguë et subaiguë se manifeste par une symptomatologie fonctionnelle banale et variable. Une intoxication débutante peut simuler une intoxication alimentaire (nausée, vomissement) toutefois sans diarrhée, ces signes digestifs s'associent souvent à de violentes céphalées avec battements temporaux.

A un degré de plus, on observe également une asthénie, des vertiges ainsi que des troubles de l'humeur (angoisse, agitation) et comportementaux (syndrome confusionnel).

Ce début insidieux pose souvent le problème de son dépistage rapide et sa confirmation par le dosage sanguin d'oxyde de carbone dans le sang.

Dans les suites d'une intoxication aiguë, on observe parfois un état pseudo démentiel (aphasie, apraxie, agnosie) qui peut survenir après une période de rémission de durée variable (7 à 21 jours), cet état peut soit être réversible après plusieurs mois, soit laisser, à des degrés divers, des séquelles neurologiques : syndrome parkinsonien, surdité de perception, syndrome de Ménière (acouphènes, surdité et troubles de l'équilibre), réduction des capacités intellectuelles, troubles de la personnalité et du comportement, désorientation temporo-spatiale et polynévrite. Des séquelles cardiaques graves peuvent survenir au décours d'intoxications avec hypoxie prolongée.

L'importance des séquelles semble être en rapport avec la gravité et la durée de l'intoxication, ce qui souligne l'importance d'un traitement rapide et approprié.

Toxicité chronique

Les signes d'appel sont le plus souvent banals et proches de ceux d'une intoxication subaiguë débutante : céphalées, vertiges et asthénie, parfois associés à des troubles digestifs.

Les études conduites afin d'évaluer l'effet sur le myocarde de l'exposition répétée à de faibles doses d'oxyde de carbone montrent que l'oxyde de carbone favorise le développement d'une ischémie myocardique à l'effort chez les sujets ayant une coronaropathie préexistante sans favoriser l'apparition de troubles du rythme.

Ces observations pourraient expliquer que des études épidémiologiques aient mis en évidence une association entre une élévation de la concentration atmosphérique en oxyde de carbone et une augmentation de la mortalité générale, ainsi que de la mortalité par infarctus du myocarde.

L'apparition d'effets toxiques cumulatifs (insomnie, céphalées, anorexie, syndrome de Parkinson, cardiopathie, ..) résultant d'une exposition prolongée à de faibles concentrations d'oxyde de carbone est encore un sujet très controversé.

Il semble cependant qu'une action toxique à long terme sur le système cardiovasculaire (autre que l'athérosclérose) ne puisse être exclue. Il est possible aussi que les facteurs génétiques et alimentaires modulent ce pouvoir pathogène.

Effets sur la reproduction

L'oxyde de carbone ne modifie pas la fertilité et ne semble pas tératogène, mais il est nettement foetotoxique. Lors d'une intoxication grave de la mère avec coma, il peut y avoir mort du fœtus ou, sinon, de graves séquelles neurologiques. Si l'exposition est prolongée ou l'intoxication aiguë moins importante, on peut observer un retard de croissance in utero et une augmentation de la mortalité néonatale. Si l'enfant survit, il ne semble pas y avoir de séquelles à long terme.

Valeurs réglementaires

Aucune valeur toxicologique de référence n'est disponible pour une exposition chronique au monoxyde de carbone.

Le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 modifié, relatif à la qualité de l'air précise :

- Valeur limite pour la protection de la santé humaine : 10 mg/m³ (pour le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures).

En l'absence d'autres valeurs de référence adéquates, ces valeurs pourront être comparées aux concentrations en CO à l'immission induites par les activités du site.

Evaluation de l'exposition et caractérisation du risque

Evaluation des concentrations à l'immission

De la même manière que pour les autres polluants, nous avons modélisé la dispersion atmosphérique des rejets de CO pour estimer la concentration à l'immission à partir des flux à l'émission.

Les points d'émission étant identiques, les paramètres nécessaires à la modélisation sont donc les mêmes.

Ainsi, une concentration maximale à l'immission de 3,99.10⁻³ mg/m³ de CO est retrouvée à 550 m minimum au Nord-Est de la zone projet.

Caractérisation du risque

En l'absence de VTR adéquate pour l'évaluation quantitative du risque sanitaire lié aux rejets atmosphériques de CO, nous nous proposons de comparer les concentrations retrouvées dans l'environnement proche du site aux valeurs réglementaires disponibles.

	Concentration en CO (mg/m ³)	Valeurs réglementaires de qualité de l'air (code de l'Env. et lignes directrices OMS) (mg/m ³ en moyenne annuelle)	
		Valeur limite	Lignes directrices
Concentration modélisée	4.10⁻³	10	4
Concentration de fond	-		
Concentration totale max	-		

La concentration en CO induite par les rejets du site et retrouvée dans l'environnement est largement inférieure à la valeur limite définie par la réglementation. Il est donc peu probable, qu'avec une concentration plus de 2 500 fois inférieure au seuil considéré, les rejets en CO du site aient un impact sur les populations environnantes.

4.5.3. Cas particulier du NO_x

De la même manière que pour le CO, le NO₂ a fait l'objet d'une modélisation de la dispersion atmosphérique, afin de déterminer, à partir des flux émis par les différentes activités du site, la concentration à l'immission susceptible d'être retrouvée dans l'environnement.

Toxicité du NO₂

Toxicocinétique (INRS)

Les oxydes d'azote pénètrent dans l'organisme essentiellement par inhalation, mais les passages transcutanés et au cours de contacts oculaires sont possibles. Le monoxyde d'azote, peu soluble dans l'eau, pénètre dans la circulation sanguine au niveau des alvéoles alors que le peroxyde d'azote, plus soluble, est absorbé à tous les niveaux du tractus respiratoire.

Chez l'homme (0,6 – 13,6 mg/m³) l'absorption de peroxyde d'azote est de 81-90 % pendant une respiration normale et 90% pendant une respiration forcée.

Le monoxyde d'azote pénètre dans la circulation sous forme non transformée. In vitro, il se lie à l'hémoglobine pour former de la nitrosylhémoglobine qui se transforme en méthémoglobine en présence d'oxygène.

Après absorption, le peroxyde d'azote est hydrolysé en acide nitrique puis transformé en ions nitrites avant de pénétrer dans la circulation sanguine ; après arrêt de l'exposition, le taux sanguin de ces ions diminue rapidement.

Les nitrites réagissent avec l'hémoglobine pour former la nitrosylhémoglobine dont le taux est en relation linéaire avec l'exposition.

La majeure partie des nitrates est excrétée dans l'urine par les reins. Les nitrates sanguins restant sont excrétés soit dans la cavité buccale par la salive, où ils sont convertis en nitrites par les bactéries, atteignent l'estomac, y sont transformés en azote gazeux et disparaissent, soit dans l'intestin où ils sont transformés par les bactéries intestinales en ammoniac excrété dans les fèces, soit à travers les parois intestinales et excrété dans l'urine après métabolisation en urée.

Toxicité chronique chez l'homme (INRS)

L'intoxication chronique, avec des troubles irritatifs oculaires et respiratoires, est discutée. Cependant, il semble que l'exposition prolongée à une concentration insuffisante pour induire un œdème pulmonaire puisse favoriser le développement d'emphysème. L'exposition prolongée à de faibles concentrations (0,5 à 35 ppm) semble favoriser le développement d'infections pulmonaires.

Cette diminution de la résistance aux infections pourrait s'expliquer par une réduction des IgG observée chez des travailleurs exposés au NO₂.

Valeurs réglementaires

Aucune valeur toxicologique de référence n'est disponible pour une exposition chronique au dioxyde d'azote.

Le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 modifié, relatif à la qualité de l'air précise :

- **Objectif de qualité : 40 µg/m³ en moyenne annuelle**
- **Valeur limite pour la protection de la santé humaine : 40 µg/m³ en moyenne annuelle**

Les nouvelles lignes directrices de l'OMS pour la qualité de l'air donnent les valeurs indicatives suivantes :

- Lignes directrices 2021 : 10 µg/m³ en moyenne annuelle

En l'absence d'autres valeurs toxicologiques de référence adéquates, ces valeurs pourront être comparées aux concentrations en NO₂ à l'immission induites par les activités du site.

Evaluation de l'exposition et caractérisation du risque

Evaluation des concentrations à l'immission

De la même manière que pour les autres polluants, nous avons modélisé la dispersion atmosphérique des rejets de NO₂ pour estimer la concentration à l'immission à partir des flux à l'émission.

Les points d'émission étant identiques, les paramètres nécessaires à la modélisation sont donc les mêmes.

Ainsi, une concentration maximale à l'immission de 4,75.10⁻³ mg/m³ de NO₂ est retrouvée à 550 m minimum au Nord-Est de la zone projet.

Caractérisation du risque

En l'absence de VTR adéquate pour l'évaluation quantitative du risque sanitaire lié aux rejets atmosphériques de NO₂, nous nous proposons de comparer les concentrations retrouvées dans l'environnement proche du site aux valeurs réglementaires disponibles.

	Concentration en NO ₂ (µg/m³ en moyenne annuelle)	Valeurs réglementaires de qualité de l'air (code de l'Env. et lignes directrices OMS) (µg/m³ en moyenne annuelle)		
		Valeur limite pour la protection de la santé	Objectif de qualité	Lignes directrices
Concentration modélisée	4,75	40	40	10
Concentration de fond * (modélisation 2023)	2 – 8			
Concentration totale max	6,75 – 12,75			

** La concentration de fond 2023 prend en compte les rejets actuels du site VYNOVA. Par conséquent, l'impact cumulé de la concentration modélisée (correspondant aux rejets futurs du site) avec la concentration de fond sera majorant (double prise en compte des rejets du site).*

La concentration en NO₂ induite par les rejets du site et retrouvée dans l'environnement du site est inférieure à la valeur limite définie par la réglementation. Il est donc peu probable, qu'avec une concentration 8 fois inférieure à la valeur limite et à l'objectif de qualité pour la protection de la santé, les rejets du site aient un impact sur les populations environnantes.

La concentration totale prenant en compte les rejets du site et le bruit de fond dans la zone d'influence du site est également inférieure à la valeur limite et à l'objectif de qualité définis par la réglementation. Il est donc peu probable que les rejets du site aient un impact sur les populations environnantes.

4.5.4. Cas particulier du SO₂

Toxicité du SO₂

Toxicocinétique

Le dioxyde de soufre pénètre dans l'organisme par inhalation. Ce gaz fortement soluble dans l'eau est rapidement hydraté, dissocié en sulfite et bisulfite et absorbé dans le tractus respiratoire supérieur (nez, pharynx).

La pénétration dans les voies respiratoires inférieures est très faible lors d'une respiration calme par le nez, elle est augmentée lors d'une respiration profonde par la bouche et quand la fréquence respiratoire augmente en particulier pendant un exercice physique. Le dioxyde de soufre absorbé passe dans le sang, qui le distribue largement dans l'organisme où il est métabolisé.

La voie principale est une oxydation en sulfate par la sulfite oxydase, présente principalement dans le foie mais aussi dans d'autres organes (rein, intestin, cœur et poumon) ; sous cette forme, il est incorporé à la réserve corporelle de sulfates.

Les sulfates formés sont éliminés dans l'urine.

Toxicité chronique chez l'homme

L'exposition prolongée (pollution atmosphérique, exposition professionnelle) augmente l'incidence de pharyngite et de bronchite chronique. Celle-ci peut s'accompagner d'emphysème et d'une altération de la fonction pulmonaire en cas d'exposition importante et prolongée. Les effets pulmonaires sont augmentés par la présence de particules respirables, le tabagisme et l'effort physique.

L'inhalation peut aggraver un asthme préexistant et les maladies pulmonaires inflammatoires ou fibrosantes.

De nombreuses études épidémiologiques ont démontré que l'exposition au dioxyde de soufre, à des concentrations normalement présentes dans l'industrie ou dans certaines agglomérations, peut engendrer ou exacerber des affections respiratoires (toux chronique, dyspnée) et entraîner une augmentation du taux de mortalité par maladie respiratoire ou cardiovasculaire (maladie ischémique).

Cancérogenèse

On a suggéré que le dioxyde de soufre pouvait jouer un rôle cocancérogène dans le développement de cancer broncho-pulmonaire. Une étude suédoise suggère aussi qu'il pourrait être génotoxique (augmentation de la prévalence d'anomalies chromosomiques chez des ouvriers produisant de la pulpe de bois). Cependant, aucune donnée épidémiologique ne permet de le considérer comme directement