



Site APRR de Villeneuve-la-Dondagre



Evaluation des risques sanitaires



Mai 2019



OTE INGÉNIERIE
des compétences au service de vos projets

	DATE	DESCRIPTION	REDACTION/VERIFICATION	APPROBATION	N° AFFAIRE : 19XXX	Page : 2/36
0	Mai 2019	EQRS	FM France MICHELOT	LIG		

Sommaire

Liste des illustrations	4
Liste des tableaux	4
Préambule	5
1. Sélection des substances d'intérêt	6
1.1. Définition des valeurs de référence	6
1.2. Choix des polluants traceurs du risque	8
1.3. Détermination des valeurs à l'émission	11
2. Evaluation prospective des risques sanitaires	13
2.1. Identification des dangers et définition de la relation dose-réponse	13
2.1.1. Effets à seuil de dose	14
2.1.2. Effets sans seuil de dose	16
2.1.3. Synthèse et sélection des VTR	18
2.2. Evaluation des expositions	21
2.2.1. Evaluation des concentrations à l'immission	21
2.2.2. Evaluation globale de l'exposition par inhalation	27
2.3. Caractérisation du risque	28
2.3.1. Les effets systémiques	28
2.3.2. Les effets cancérigènes	29
2.4. Cas particulier des poussières, du NO ₂ et du SO ₂	30
2.4.1. Cas particulier des poussières	30
2.4.2. Cas particulier du NO ₂	32
2.4.3. Cas particulier du SO ₂	34
Conclusion	36

Liste des illustrations

<i>Illustration n° 1 : Modalités de choix des VTR</i>	19
<i>Illustration n° 2 : Rose des vents Météo France de la station de Sens (1991 - 2010)</i>	23
<i>Illustration n° 3 : Modélisation de la dispersion atmosphérique des poussières</i>	25
<i>Illustration n° 4 : Modélisation de la dispersion atmosphérique du benzène</i>	26

Liste des tableaux

<i>Tableau n° 1 : Sélection des polluants traceurs du risque : "polluants classiques"</i>	10
<i>Tableau n° 2 : Sélection des polluants traceurs du risque : "COV traceurs"</i>	10
<i>Tableau n° 3 : Synthèse et sélection des VTR retenues pour chaque composé</i>	20
<i>Tableau n° 4 : Caractéristiques de la source d'émission</i>	22
<i>Tableau n° 5 : Caractéristiques des polluants rejetés</i>	23
<i>Tableau n° 6 : Concentrations maximales à l'immission</i>	24
<i>Tableau n° 7 : Quotients de danger</i>	28
<i>Tableau n° 8 : Excès de Risque Individuel</i>	29

Préambule

La société APRR a déposé une demande d'autorisation d'exploiter temporairement une centrale d'enrobage de matériaux routiers à chaud sur une plateforme située à Villeneuve-la-Dondagre (89).

A la demande de l'Agence Régionale de Santé de Bourgogne-Franche-Comté, une évaluation des risques sanitaires liés aux émissions atmosphériques de la centrale d'enrobage temporaire a été réalisée afin de compléter l'étude présentée dans le dossier de demande d'autorisation et de quantifier les risques sanitaires.

La présente étude se propose :

- De sélectionner les polluants traceurs
- De modéliser la dispersion atmosphérique des rejets de l'installation,
- De quantifier les risques sanitaires qui en découlent.

1. Sélection des substances d'intérêt

Les composés susceptibles de porter atteinte à la santé des populations riveraines sont nombreux. Les effets de certains composés sont tout à fait négligeables par rapport à d'autres, en raison de leur faible toxicité et/ou des faibles quantités rejetées.

Le choix s'effectue donc en fonction de plusieurs critères :

- leur dangerosité : critère le plus important puisqu'il conditionne la pertinence du choix en terme de Santé Publique,
- leur quantité à l'émission : critère conditionnant le niveau d'exposition et donc le risque sanitaire,
- l'accessibilité et la solidité des connaissances les concernant : critère de faisabilité et de fiabilité quant à la démarche globale. Ce critère rejoint la notion du « poids de la preuve » utilisé en particulier pour la classification du potentiel cancérigène par les organismes tels que le Centre International de Recherche sur le Cancer,
- le devenir de la substance dans l'environnement,
- les préoccupations de la population vis-à-vis de certains polluants,
- les usages des ressources locales dans la zone d'influence du site.

1.1. Définition des valeurs de référence

Pour les substances retenues comme éléments traceurs car dangereuses, des relations dose-réponse sont définies. La définition de la relation dose-réponse fait appel aux données scientifiques disponibles sur la relation entre les niveaux d'exposition et la survenue des dangers : elle correspond à la Valeur Toxicologique de Référence (VTR).

VTR (Valeur Toxicologique de Référence) : Appellation générique regroupant tous les types d'indice toxicologique qui permettraient d'établir une relation entre une dose et un effet toxique, ou entre une dose et une probabilité d'effet. Les VTR sont établies par des instances internationales (l'OMS par exemple) ou des structures nationales (US-EPA et ATSDR aux USA).

Une valeur toxicologique de référence (VTR) est un indice toxicologique qui permet, par comparaison avec l'exposition, de qualifier ou de quantifier un risque pour la santé humaine. 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 sans seuil de dose » et des « VTR à seuil de dose » (source ANSES).

Sont distingués les effets toxiques à seuil de dose et les effets sans seuil de dose.

Pour les effets à seuil de dose dits systémiques (effets chroniques non cancérogènes principalement, voire effets cancérogènes non génotoxiques et effets non mutagènes), les valeurs toxicologiques de référence définies par les principales instances nationales ou internationales sont les suivantes :

- **RfC** ou **RfD** : « Reference Concentration » ou « Reference Dose », définies par l'US-EPA
- **MRLs** : « Minimal Risk Levels », définis par l'ATSDR (United States Agency for Toxic Substances and Disease Registry).
- **Valeurs guides** données par l'OMS.
- **REL** : « Reference Exposure Level » défini par l'OEHHA.
- **TC** (ou TCA) ou **TI** : « Tolerable Concentration » (in Air) ou « Tolerable Intake » pour Health Canada et RIVM.

Ces valeurs correspondent à une estimation d'une exposition quotidienne de l'homme à une substance dangereuse, sans risque sensible d'effet défavorable sur la santé, et ce pour une durée d'exposition donnée.

En exposition chronique, cette durée est celle d'une vie humaine, soit 70 ans, sauf pour les MRLs qui sont définies pour des durées d'expositions supérieures à 1 an.

Les valeurs toxicologiques de référence concernant une exposition chronique sont à privilégier car elles reflètent au mieux les conditions réelles de contamination des populations autour des sites industriels. Il s'agit en outre des valeurs les plus pénalisantes pour l'étude des risques sanitaires (valeurs de référence les plus faibles).

Pour les effets sans seuil, les VTR utilisées sont des Excès de Risque Unitaire (ERU).

L'**ERU** est la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu a de développer l'effet s'il est exposé à 1 unité de dose ou de concentration du toxique pendant une vie entière.

L'ERU est exprimé comme l'inverse d'une concentration de polluant : $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour l'inhalation et $(\mu\text{g}/\text{l})^{-1}$ ou $(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ pour l'ingestion.

Les ERU et le classement cancérogène des substances sont repris des données des organisations internationales compétentes :

- **AUR** : « Air Unit Risk » défini par l'US-EPA,
- **IUR** : « Inhalation Unit Risk » défini par l'OEHHA,
- **UR** : « Unit Risk » défini par l'IARC (International Agency for Research on Cancer : agence de l'OMS dédiée à la recherche sur le cancer).
- **CR** : « Cancer Risk » défini par le RIVM

La note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 définit les modalités de choix des VTR.

1.2. Choix des polluants traceurs du risque

Le poste d'enrobage projeté par la société COLAS Nord-Est fonctionnera au fioul lourd TBTS.

La combustion du fioul lourd TBTS libère des oxydes d'azote (NO_x), du dioxyde de soufre (SO₂) et de la vapeur d'eau.

L'installation projetée sera soumise aux dispositions de l'arrêté ministériel du 02/02/98. Les composés réglementés sont :

- Poussières,
- NO₂,
- SO₂,
- COV non méthaniques.

Rappelons que dans les bases de données toxicologiques, il n'existe pas de valeur toxicologique de référence (VTR) pour des familles de composés. Les valeurs limites de poussières, de COV totaux et de HAP ne peuvent donc être utilisées telles quelles.

L'absence de spéciation des COV générés par la combustion du fioul lourd TBTS nous amène pour pouvoir réaliser une évaluation quantitative du risque sur cette famille de composés, à adopter une démarche extrêmement majorante, consistant à appliquer aux COV, la VTR du composé connu comme le plus toxique au sein de cette famille, à savoir le benzène.

A la demande du SPRIR Rhône-Alpes et de l'USIRF, le CAREPS a élaboré en juin 2010, un guide intitulé « Centrales d'enrobage de matériaux à chaud : guide pour le choix des composés émis dans le cadre des études d'évaluation de risques sanitaires ».

Dans le cadre de cette étude, une base de données a été élaborée à partir des mesures à l'émission :

- d'une centaine de centrales d'enrobage de matériaux pour les composés dits classiques réglementés (poussières, NO₂, SO₂, SO, COV totaux et non méthaniques),
- de 10 centrales d'enrobage pour les COV_{nm} par espèce et HAP.

La sélection des composés traceurs du risque en lien avec les centrales d'enrobage de matériaux est basée sur une classification des composés en présence les uns par rapport aux autres en tenant compte :

- des flux horaires à l'émission disponibles,
- de la connaissance de VTR établies pour chaque composé.

Seuls les composés pour lesquels les deux informations citées ci-dessus sont disponibles ont fait l'objet d'une classification.

La confrontation de ces deux informations permet de classer les composés selon leur potentiel de dangerosité à l'émission des centrales d'enrobage, de la catégorie A à la catégorie E selon le tableau suivant.

VTR disponibles	Catégorie de COV	Réurrence à l'émission	Remarques
Oui	A	Oui	Une caractérisation des risques est possible dans le cadre d'une ERS en tenant compte de la valeur maximale d'émission en COV _{nm} mesurée dans chacune des 10 CEM.
Oui	B	Non	Une caractérisation des risques serait possible dans le cadre d'une ERS avec l'incertitude sur la présence systématique de ces composés dans les émissions.
Non	C	Oui	Ces composés ne présentent pas la plupart du temps un intérêt sur le plan toxicologique.
Non	D	Non	
Non déterminé	E	Non déterminé	COV _{nm} non identifiés mais non toxiques (composés essentiellement légers de la classe des C1 à C5)

Dans le cadre de la sélection des polluants traceurs, ont été considérées les substances les plus préoccupantes, c'est à dire celles qui regroupent les COV_{nm} et HAP classés dans les catégories A et B.

Ainsi, les composés retenus comme polluants traceurs des COV sont les suivants :

- Acétaldéhyde
- Acroléine
- Benzène
- Formaldéhyde
- Phénol
- HAP (équivalent B (a)P)

Les caractéristiques des composés étudiés sont présentées page suivante. Les effets systémiques sont des effets à seuil. Les effets cancérogènes sont sans seuil. Puisqu'ils ne mettent pas en jeu les mêmes mécanismes, ils seront abordés de façon distincte.

Tableau n° 1 : Sélection des polluants traceurs du risque : "polluants classiques"

Composé	Dangerosité		Existence de VTR chronique inhalatoire		Composé retenu
	Effets systémiques	Effets cancérogènes	Effets systémiques	Effets cancérogènes	
Poussières	Aucune donnée	Aucune donnée	Aucune donnée (valeur guide pour la qualité de l'air)	Aucune donnée	Non (mais comparaison aux valeurs qualité de l'air)
NO ₂	Très toxique	Aucune donnée	Aucune donnée (valeur guide pour la qualité de l'air)	Aucune donnée	Non (mais comparaison aux valeurs qualité de l'air)
SO ₂	Toxique	IARC : groupe 3 US-EPA : aucune donnée	Aucune donnée (valeur guide pour la qualité de l'air)	Aucune donnée	Non (mais comparaison aux valeurs qualité de l'air)

Tableau n° 2 : Sélection des polluants traceurs du risque : "COV traceurs"

Composé	Dangerosité		Existence de VTR chronique inhalatoire		Composé retenu
	Effets systémiques	Effets cancérogènes	Effets systémiques	Effets cancérogènes	
Acétaldéhyde	Nocif	IARC : groupe 2 B US-EPA : classe B2	Oui (9.10^{-3} mg/m^3)	Oui ($2,2. 10^{-3} (\text{mg/m}^3)^{-1}$)	Oui
Acroléine	Très toxique	IARC : groupe 3 US-EPA : aucune donnée	Oui (2.10^{-5} mg/m^3)	Non	Oui
Benzène	Toxique	IARC : groupe 1 US-EPA : classe A	Oui ($9,7. 10^{-3} \text{ mg/m}^3$)	Oui ($2,6. 10^{-2} (\text{mg/m}^3)^{-1}$)	Oui
Formaldéhyde	Toxique	IARC : groupe 1 US-EPA : classe B1	Oui ($0,123 \text{ mg/m}^3$)	Oui ($1,3. 10^{-2} (\text{mg/m}^3)^{-1}$)	Oui
Phénol	Toxique	IARC : groupe 3 US-EPA : aucune donnée	Oui ($0,2 \text{ mg/m}^3$)	Non	Oui
Benzo(a) pyrène	Toxique	IARC : groupe 1 US-EPA : classe B2	Non	Oui ($8,7. 10^{-2} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$)	Oui

IARC :
 groupe 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérogène pour l'homme
 groupe 2A : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérogène pour l'homme
 groupe 2 B : l'agent (ou le mélange) pourrait être cancérogène pour l'homme
 groupe 3 : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme
 groupe 4 : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérogène pour l'homme

US-EPA :
 classe A : substance cancérogène pour l'homme
 classe B1 : substance probablement cancérogène pour l'homme. Des données limitées chez l'homme sont disponibles.
 classe B2 : substance probablement cancérogène pour l'homme. Il existe des preuves suffisantes chez l'animal et des preuves inadéquates ou pas de preuves chez l'homme
 classe C : cancérogène possible pour l'homme
 classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme
 classe E : substance pour laquelle il existe des preuves de non-cancérogénicité pour l'homme.

En l'absence de VTR adéquates, le NO₂, le SO₂ et les poussières ne peuvent faire l'objet d'une évaluation quantitative du risque sanitaire. En revanche, une évaluation qualitative sera réalisée, par comparaison des concentrations à l'immission avec les valeurs réglementaires disponibles pour la qualité de l'air.

Finalement, les composés retenus pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires, pour lesquels nous disposons à la fois de valeurs à l'émission et de VTR sont :

- Acétaldéhyde,
- Acroléine,
- Formaldéhyde,
- Benzène,
- Phénol,
- Benzo(a) pyrène.

1.3. Détermination des valeurs à l'émission

S'agissant des polluants classiques, l'arrêté du 2 février 1998 (article 30, paragraphe 14) impose aux unités d'enrobage à chaud des valeurs limites à l'émission. Nous nous proposons donc de retenir ces valeurs comme valeurs maximales à l'émission.

Les flux horaires ont été déterminés à partir des valeurs limites réglementaires et d'un débit d'éjection maximal de 85 000 Nm³/h.

De plus, afin de tenir compte du fonctionnement temporaire de l'installation, les flux horaires ont été convertis en flux annuels, en tenant compte d'une fréquence de fonctionnement de 515 heures (en considérant une capacité de production moyenne de 320 t/h et une production de 165 000 tonnes d'enrobés).

Composés	VLE (mg/m ³) (AP02/02/1998)	Flux horaire (kg/h)	Flux annuel (t/an)
Poussières	50	4,25	2,2
NO ₂	500	42,5	21,9
SO ₂	300	25,5	13,1
COV _{nm}	110	9,35	4,8

S'agissant des COV et comme énoncé précédemment, aucune mesure de spéciation n'est disponible sur les rejets de COV du poste d'enrobage envisagé. Nous nous sommes donc basés sur le guide du CAREPS qui a élaboré une base de données à partir des analyses de rejets atmosphériques de 10 centrales d'enrobage.

Les informations disponibles dans cette base de données ont permis de calculer les parts à l'émission de chacun des COV_{nm} traceurs. Ainsi, pour chaque COV_{nm} traceur, la méthode consiste à appliquer à la mesure de COV_{nm} le poids moyen ajouté de l'écart-type. Cette hypothèse est majorante puisque le choix de ces composés est déjà basé sur les niveaux les plus forts retrouvés à l'émission.

Le tableau suivant recense les plages de proportions et la part finalement retenue de chaque COV_{nm} traceur retenu.

Ainsi, pour chaque COV_{nm} traceur, nous appliquerons la part calculée à la valeur limite réglementaire à l'émission de COV_{nm} (à savoir 110 mg/m³, exprimée en équivalent carbone). Cette hypothèse est majorante compte tenu du fait que le choix de ces composés est déjà basé sur les niveaux les plus forts retrouvés à l'émission des centrales d'enrobage.

COV traceurs	Part de chaque COV dans le total de COV _{nm}	Part retenue*	Scénario n°1 Concentration et flux dans les rejets de la centrale avec D = 85 000 Nm ³ /h		
			Concentration (mg/m ³)	Flux horaire (kg/h)	Flux annuel (t/an)
Acétaldéhyde	0,3 à 8 %	3,8 %	4,18	0,36	0,18
Acroléine	0,01 à 0,8	0,8 %	0,88	0,07	0,04
Benzène	0,04 à 3,5	2,3 %	2,53	0,22	0,11
Formaldéhyde	0,01 à 7	3,6 %	3,96	0,34	0,17
Phénol	0,001 à 9	3,8 %	4,18	0,36	0,18
HAP (éq. B (a)P)	0,0001 à 0,0003	0,002 %	0,0022	1,87.10 ⁻⁴	9,6.10 ⁻⁵

* poids moyen + écart-type (source CAREPS)

2. Evaluation prospective des risques sanitaires

2.1. Identification des dangers et définition de la relation 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. Une façon rapide de vérifier l'existence d'une VTR est de consulter le site internet Furetox. »

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.

2.1.1. Effets à seuil de dose

Composé (n° CAS)	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Acétaldéhyde (75-07-0)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	-	-
	ATSDR	-	-
	US-EPA	9.10 ³ mg/m ³ (1991)	Dégénérescence de l'épithélium olfactif
	OMS	-	-
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada		
	RIVM		
	OEHHA		
	EFSA		
Acroléine (107-02-8)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	-	-
	ATSDR	-	-
	US-EPA	2.10 ⁵ mg/m ³ (2003)	Lésions nasales
	OMS	-	-
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada		
	RIVM		
	OEHHA		
	EFSA		
Benzène (71-43-2)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	-	-
	ATSDR	9,7. 10 ⁻³ mg/m ³ (2007)	Diminution du nombre de lymphocytes B
	US-EPA	3.10 ⁻² mg/m ³ (2003)	Diminution du nombre de lymphocytes
	OMS	-	-
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada		
	RIVM		
	OEHHA		
	EFSA		

Composé (n° CAS)	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Formaldéhyde (50-00-0)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	0,123 mg/m ³ (ANSES, 2018)	Lésions de l'épithélium nasal
	ATSDR	1.10 ⁻² mg/m ³ (1999)	Lésions de l'épithélium nasal
	US-EPA	-	-
	OMS	-	-
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada		
	RIVM		
	OEHHA EFSA		
Phénol (108-95-2)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	Aucune donnée	
	ATSDR		
	US-EPA		
	OMS		
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada		
	RIVM		
	OEHHA	0,2 mg/m ³ (2003)	Effets hépatiques et nerveux
EFSA			
Benzo(a) pyrène (50-32-8)	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
	ANSES	Aucune donnée	
	ATSDR		
	US-EPA		
	OMS		
	VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
	Santé Canada	Aucune donnée	
	RIVM		
	OEHHA		
EFSA			

2.1.2. Effets sans seuil de dose

Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Acétaldéhyde (75-07-0)	Groupe 2 B	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	-	-
		ATSDR	-	-
		US-EPA	$2,2 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (1991)	Carcinomes des cellules nasales
		OMS	-	-
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
		Santé Canada		
		RIVM		
		OEHHA		
		EFSA		
Acroléine (107-02-8)	Groupe 3	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	Aucune donnée	
		ATSDR		
		US-EPA		
		OMS		
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
		Santé Canada	Aucune donnée	
		RIVM		
		OEHHA		
		EFSA		
Benzène (71-43-2)	Groupe 1	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	$2,6 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (2013)	Leucémies aiguës
		ATSDR	-	-
		US-EPA	$2,2 \cdot 10^{-3} - 7,8 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (2000)	Leucémies
		OMS	$6 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (1999)	-
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
		Santé Canada		
		RIVM		
		OEHHA		
		EFSA		

Composé (n° CAS)	Classification de l'IARC	Organisme	VTR (année)	Effet critique
Formaldéhyde (50-00-0)	Groupe 1	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	-	-
		ATSDR	-	-
		US-EPA	$1,3 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (1991)	Tumeurs nasales
		OMS	-	-
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
		Santé Canada		
		RIVM		
		OEHHA		
		EFSA		
Phénol (108-95-2)	Groupe 3	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	Aucune donnée	
		ATSDR		
		US-EPA		
		OMS		
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
		Santé Canada	Aucune donnée	
		RIVM		
		OEHHA		
		EFSA		
Benzo(a)pyrène (50-32-8)	Groupe 1	VTR selon ANSES, ATSDR, US-EPA, OMS		
		ANSES	-	-
		ATSDR	-	-
		US-EPA	-	-
		OMS	$8,7 \cdot 10^{-2} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$	Non précisé
		VTR selon Santé Canada, RIVM, OEHHA, EFSA		
		Santé Canada		
		RIVM		
		OEHHA		
		EFSA		

2.1.3. Synthèse et sélection des VTR

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.

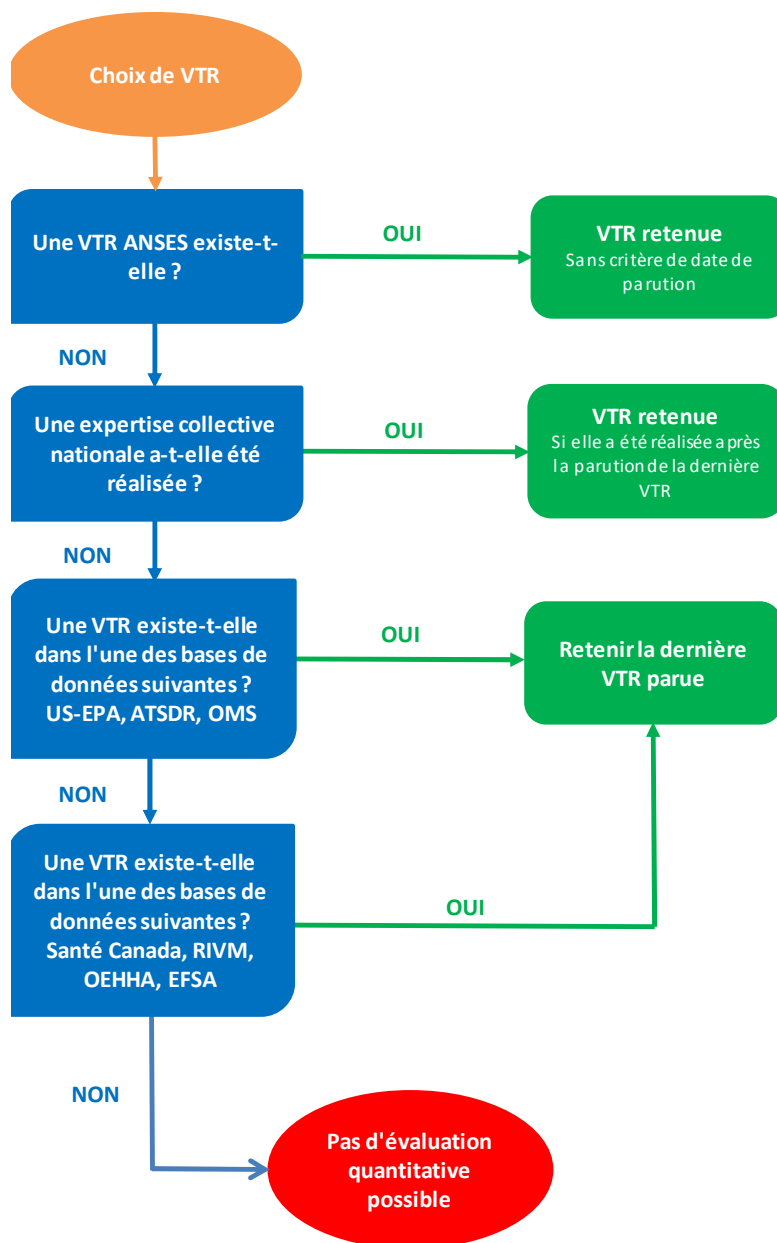
Les critères de choix des VTR répondent aux modalités de la note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux « modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre 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. Une façon rapide de vérifier l'existence d'une VTR est de consulter le site internet Furetox. »

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 :

- par mesure de simplification, il est recommandé de sélectionner en premier lieu les VTR construites par l'ANSES même si des VTR plus récentes sont proposées par les autres bases de données,
- à défaut, si une expertise nationale a été menée et a abouti à une sélection approfondie parmi les VTR disponibles, alors on choisira la VTR correspondante (sous réserve que cette expertise ait été réalisée postérieurement à la date de parution de la VTR la plus récente),
- en l'absence de VTR établies par l'ANSES ou d'expertise nationale, on sélectionnera la VTR la plus récente parmi les trois bases de données prioritaires : US-EPA, ATSDR ou OMS,
- enfin, si aucune VTR n'était retrouvée dans les 4 bases de données précédemment citées, on utilisera la dernière VTR proposée par Santé Canada, RIVM, l'OEHHA ou l'EFSA.

Illustration n° 1 : Modalités de choix des VTR



Le tableau suivant reprend, pour chaque composé étudié, les VTR retenues pour la caractérisation des risques sanitaires.

Tableau n° 3 : Synthèse et sélection des VTR retenues pour chaque composé

Composé	Effets à seuil	Effets sans seuil
Acétaldéhyde	RfC = 9.10^{-3} mg/m ³ (IRIS, 1991)	AUR = $2,2.10^{-3}$ (mg/m ³) ⁻¹ (IRIS, 1991)
Acroléine	RfC = 2.10^{-5} mg/m ³ (IRIS, 2003)	/
Benzène	MRL = $9,7.10^{-3}$ mg/m ³ (ATSDR, 2005)	VTR = $2,6.10^{-2}$ (mg/m ³) ⁻¹ (ANSES, 2013)
Formaldéhyde	VTR = 0,123 mg/m ³ (ANSES, 2018)	Air Unit Risk = $1,3.10^{-2}$ (mg/m ³) ⁻¹ (IRIS, 1991)
Phénol	REL = 0,2 mg/m ³ (OEHHA, 2008)	/
Benzo(a) pyrène	/	Unit Risk = $8,7.10^{-2}$ (µg/m ³) ⁻¹ (OMS, 2000)

2.2. Evaluation des expositions

2.2.1. 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 (version 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 principales données d'entrée nécessaires à la modélisation sont présentées ci-après.

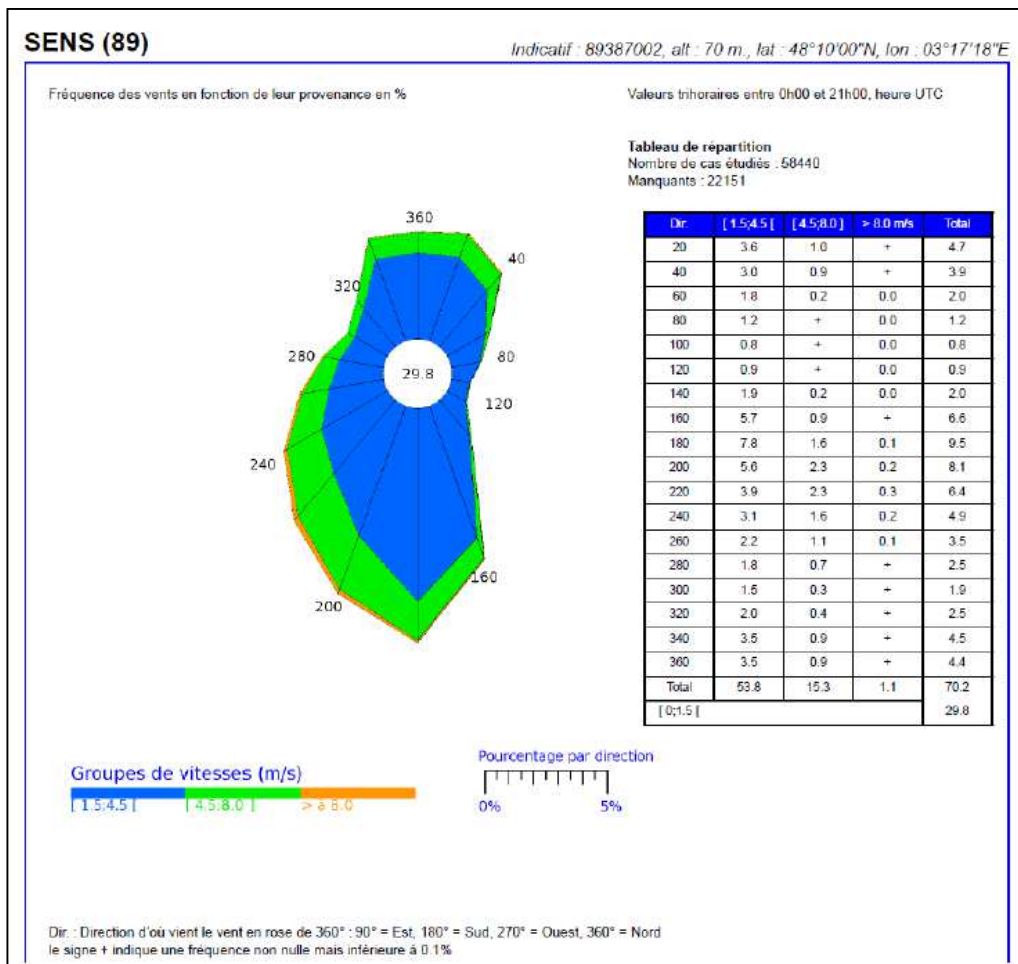
- **Météorologie** : rose des vents de la station météorologique de Sens (Météo France, 1991 – 2010), stabilité atmosphérique neutre (classe D), prise en compte des vents calmes (< 2 m/s)
Cf. illustration suivante

- **Caractéristiques des sources d'émission**

Tableau n° 4 : Caractéristiques de la source d'émission

Caractéristiques de la source d'émission	
Hauteur (m)	13 m
Diamètre (m)	1,2 m
Température de rejet (°C)	130 °C
Vitesse minimale d'éjection (m/s)	8 m/s

Illustration n° 2 : Rose des vents Météo France de la station de Sens (1991 - 2010)



● **Caractéristiques des polluants émis**

Tableau n° 5 : Caractéristiques des polluants rejetés

Composé	Phase	Masse volumique (kg/m³)	Vitesse de dépôt (m/s)	Diamètre (µm)	Flux annuels (t/an)
Poussières	Particulaire	3 000	0,013	2,5	2,2
NO ₂	Gaz	1,91	-	-	21,9
SO ₂	Gaz	2,66	0,006	-	13,1
Acétaldéhyde	Gaz	1,83	-	-	0,18
Acroléine	Gaz	2,33	-	-	0,04
Benzène	Gaz	3,25	-	-	0,11
Formaldéhyde	Gaz	1,25	-	-	0,17
Phénol	Gaz	3,91	-	-	0,18
Benzo(a) pyrène	Particulaire	10,5	0,002	-	9,6.10 ⁻⁵

Le logiciel Aria Impact réalise un maillage de la zone d'étude de 40 mailles de 100 m. A chaque maille ainsi déterminée correspond alors une valeur totale d'immission pour chaque polluant. Le logiciel nous fournit également la concentration maximale à l'immission pour chaque polluant et la maille correspondante.

Ainsi, les concentrations maximales obtenues pour chaque modélisation sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau n° 6 : Concentrations maximales à l'immission

Composé	Concentration maximale à l'immission (mg/m ³)	Distance approximative par rapport aux limites de propriété du site
Poussières	$4,8.10^{-4}$	350 m au Nord
NO ₂	$4,8.10^{-3}$	
SO ₂	$2,9.10^{-3}$	
Acétaldéhyde	$4,0.10^{-5}$	
Acroléine	$8,8.10^{-6}$	
Benzène	$2,4.10^{-5}$	
Formaldéhyde	$3,8.10^{-5}$	
Phénol	$4,0.10^{-5}$	
Benzo(a)pyrène	$2,1.10^{-8}$	

Les concentrations maximales à l'immission sont toutes retrouvées majoritairement à 350 m minimum (par rapport au point Sud-Ouest de la maille correspondante) au Nord de la source.

Pour exemple, les panaches de la dispersion atmosphérique des poussières et du benzène sont présentés ci-après.

Illustration n° 3 : Modélisation de la dispersion atmosphérique des poussières



Illustration n° 4 : Modélisation de la dispersion atmosphérique du benzène



2.2.2. Evaluation globale 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/m³ ou µg/m³),

C_i : Concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps (en mg/m³),

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

T : Durée d'exposition (en années),

F : Fréquence ou taux d'exposition nombre annuel d'heures ou de jours (sans dimension),

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

Pour les polluants avec effets à seuil, l'exposition moyenne est calculée sur la durée effective d'exposition, soit $T_m = T$.

Pour les polluants sans seuil, T_m sera assimilé à la durée de la vie entière (prise conventionnellement égale à 70 ans, soit $T_m = 70$).

Le ratio $\frac{T}{T_m}$ n'apparaît donc dans les calculs que pour les polluants à effet sans seuil.

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 (24h/24), toute sa vie durant (conventionnement égale à 70 ans), à l'endroit où s'observent les concentrations maximales à l'immission.

La concentration inhalée est donc équivalente à la concentration maximale à l'immission.

2.3. Caractérisation du risque

2.3.1. Les effets systémiques

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,

$$QD = \frac{CI}{VTR}$$

avec :

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.

Tableau n° 7 : Quotients de danger

Composé	C _{Inh} (mg/m ³)	VTR (mg/m ³)	QD
Acétaldéhyde	4,0.10 ⁻⁵	9.10 ⁻³	4,4.10 ⁻³
Acroléine	8,8.10 ⁻⁶	2.10 ⁻⁵	4,4.10 ⁻¹
Benzène	2,4.10 ⁻⁵	9,7.10 ⁻³	2,5.10 ⁻³
Formaldéhyde	3,8.10 ⁻⁵	0,123	3,1.10 ⁻⁴
Phénol	4,0.10 ⁻⁵	2.10 ⁻¹	2,0.10 ⁻⁴
Total	/	/	0,45

Conclusion :

Le quotient de danger total est inférieur à 1.

Il est donc exclu que les rejets atmosphériques de la centrale d'enrobage exploitée par COLAS Nord-Est sur le site APRR aient un impact sanitaire sur les populations environnantes d'un point de vue systémique.

2.3.2. Les effets cancérigènes

Pour les effets sans seuil, un Excès de Risque Individuel (ERI) est calculé en multipliant la concentration inhalée (CI) par l'Excès de Risque Unitaire par inhalation (ERU_i).

$$ERI = CI \times ERU_i$$

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

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

Tableau n° 8 : Excès de Risque Individuel

Composé	C _{inh} (mg/m ³)	ERU (mg/m ³) ⁻¹	ERI
Acétaldéhyde	4,0.10 ⁻⁵	2,2.10 ⁻³	8,8.10 ⁻⁸
Benzène	2,4.10 ⁻⁵	2,6.10 ⁻²	6,3.10 ⁻⁷
Formaldéhyde	3,8.10 ⁻⁵	1,3.10 ⁻²	4,9.10 ⁻⁷
Benzo(a) pyrène	2,1.10 ⁻⁸	87	1,8.10 ⁻⁶
Total	/	/	3,1.10⁻⁶

Conclusion :

L'Excès de Risque Individuel total est inférieur au seuil d'acceptabilité fixé par l'OMS qui est de 10⁻⁵.

Il est donc peu probable que les rejets atmosphériques de la centrale d'enrobage exploitée par COLAS Nord-Est sur le site APRR aient un impact sanitaire sur les populations environnantes d'un point de vue cancérigène.

2.4. Cas particulier des poussières, du NO₂ et du SO₂

2.4.1. Cas particulier des poussières

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 installations d'enrobage, la concentration maximale à l'immission susceptible d'être retrouvée dans l'environnement du site.

a) 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 cancérigènes,
- 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 l'incinération. Le risque cancérigène 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).

b) Valeurs réglementaires

Aucune valeur toxicologique de référence n'est disponible pour une exposition chronique aux poussières.

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

Objectif de qualité : 10 µg/m³ (en moyenne annuelle)

Les lignes directrices de l'OMS relatives à la qualité de l'air précisent :

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

En l'absence d'autres valeurs de référence adéquates, cette valeur pourra être comparée aux concentrations en poussières à l'immission induites par les activités de la société.

c) Evaluation de l'exposition et caractérisation du risque

Evaluation des concentrations à l'immission

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

Le point d'émission est identique, les paramètres nécessaires à la modélisation sont donc les mêmes.

Ainsi, une concentration maximale à l'immission de $4,8 \cdot 10^{-4}$ mg/m³ de poussières est retrouvée à environ 350 m au Nord de la source d'émission.

Dans une approche majorante et purement hypothétique, nous considérons une personne présente en permanence, toute sa vie durant, à l'endroit où s'observent les concentrations maximales à l'immission.

La concentration inhalée est donc équivalente à la concentration maximale à l'immission.

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 la concentration maximale à l'immission aux valeurs réglementaires disponibles.

Composé	Concentration maximale à l'immission (µg/m ³)	Valeur guide pour la protection de la santé (µg/m ³)
Poussières (PM < 10 µm)	0,48	10

La concentration en poussières retrouvée dans l'environnement et induite par les rejets de la centrale d'enrobage est inférieure à la valeur guide définie par la réglementation. Il est donc peu probable, qu'avec une concentration plus de 20 fois inférieure au seuil considéré, les rejets de la centrale d'enrobage aient un impact sur la santé des populations environnantes.

2.4.2. Cas particulier du NO₂

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

a) Toxicité du NO₂

Toxicocinétique (INRS)

Les oxydes d'azote pénètrent dans l'organisme essentiellement par inhalation, mais les passages transcutané 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.

b) 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

Cet objectif de qualité correspond également à la valeur recommandée par l'OMS (lignes directrices relatives à la qualité de l'air, mise à jour mondiale 2005).

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

c) 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.

Le point d'émission étant identique, les paramètres nécessaires à la modélisation sont les mêmes.

Une concentration maximale à l'immission de NO₂ de 4,8.10⁻³ mg/m³ est retrouvée à environ 350 m au Nord de la source d'émission.

Dans une approche majorante et purement hypothétique, nous considérons une personne présente en permanence, toute sa vie durant, à l'endroit où s'observent les concentrations maximales à l'immission.

La concentration inhalée est donc équivalente à la concentration maximale à l'immission.

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 la concentration maximale à l'immission aux valeurs réglementaires disponibles.

Composé	Concentration inhalée (µg/m ³)	Objectif de qualité (OMS) (µg/m ³)
NO ₂	4,8	40

La concentration en NO₂ retrouvée dans l'environnement et induite par les rejets de la centrale d'enrobage est largement inférieure à la valeur guide définie par la réglementation et par l'OMS. Il est donc peu probable, qu'avec une concentration plus de 8 fois inférieure au seuil considéré, les rejets du site aient un impact sur les populations environnantes.

2.4.3. Cas particulier du SO₂

De la même manière que pour le NO₂, le SO₂ a fait l'objet d'une modélisation de la dispersion atmosphérique afin de déterminer la concentration à l'immission susceptible d'être retrouvée dans l'environnement du site.

a) 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).

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).

Cancérogénèse

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). Le CIRC estime que les données existantes ne permettent pas de classer le dioxyde de soufre du point de vue de sa cancérogénicité pour l'homme.

b) Valeurs réglementaires

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

Les lignes directrices de l'OMS relatives à la qualité de l'air précisent :

Valeur limite pour la protection de la santé humaine : 20 µg/m³ en moyenne journalière (à ne pas dépasser plus de 3 jours/an)

En l'absence d'autres valeurs de référence adéquates, ces valeurs pourront être comparées aux concentrations en SO₂ à l'immission induites par les activités de la société.

c) 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 SO₂ pour estimer la concentration à l'immission à partir des flux à l'émission.

Le point d'émission étant identique, les paramètres nécessaires à la modélisation sont donc les mêmes.

Une concentration maximale à l'immission de 2,9.10⁻³ mg/m³ de SO₂ est retrouvée à environ 350 m au Nord de la source.

Dans une approche majorante et purement hypothétique, nous considérons une personne présente en permanence, toute sa vie durant, à l'endroit où s'observent les concentrations maximales à l'immission.

La concentration inhalée est donc équivalente à la concentration maximale à l'immission.

Caractérisation du risque

En l'absence de VTR adéquate pour l'évaluation quantitative du risque sanitaire lié aux rejets atmosphériques de SO₂, nous nous proposons de comparer la concentration maximale à l'immission aux valeurs réglementaires disponibles.

Composé	Concentration inhalée (µg/m ³)	Recommandations de l'OMS (µg/m ³ sur 24 heures)
SO ₂	2,9	20

La concentration en SO₂ retrouvée dans l'environnement et induite par les rejets de la centrale d'enrobage est largement inférieure à la valeur guide définie par la réglementation et par l'OMS. Il est donc peu probable, qu'avec une concentration plus de 6 fois inférieure au seuil considéré, les rejets du site aient un impact sur les populations environnantes.

Conclusion

L'évaluation des risques sanitaires a été réalisée en prenant en compte les rejets maximums de polluants atmosphériques susceptibles d'être émis par l'installation d'enrobage projetée.

Les concentrations maximales en polluants, retrouvées à environ 350 m au Nord de la centrale d'enrobage, n'induisent pas de risque sanitaire sur les populations susceptibles de se trouver à cette distance.

De ce fait, on peut en déduire que les concentrations en polluants rencontrées à une distance inférieure ou supérieure à 350 m sont encore inférieures à la concentration maximale.

Il est donc exclu que les rejets du poste d'enrobage aient un impact sanitaire sur les populations environnantes.

De même, les concentrations maximales à l'immission en NO₂, SO₂ et poussières induites par les rejets du poste d'enrobage sont largement inférieures aux objectifs de qualité ou valeurs guides de qualité de l'air pour la protection de la santé.