



Association scientifique et technique
pour l'eau et l'environnement

83 avenue Foch – BP 3916 – 75761 Paris Cedex 16

**GUIDE POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE SANITAIRE
DANS LE CADRE DE L'ÉTUDE D'IMPACT
D'UNE INSTALLATION DE STOCKAGE DE DÉCHETS
MÉNAGERS ET ASSIMILÉS**

FEVRIER 2005

AVEC LE SOUTIEN FINANCIER DE L'

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie

27 rue Louis Vicat – 75735 Paris Cedex 15

AVEC LE SOUTIEN TECHNIQUE DE LA



FNADE

Fédération Nationale des Activités
de la Dépollution et de l'Environnement

33 rue de Naples – 75008 Paris

COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL

ARFI Catherine	VEOLIA Environnement,
BAJEAT Philippe	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME),
BALMES Laurence	Ministère de l'Environnement et du Développement Durable (MEDD) ; Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques (DPPR),
BAROUDI Hafid	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS),
BELLENOUE Dominique	Ministère de l'Environnement et du Développement Durable (MEDD) ; Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques (DPPR),
BOUDET Céline	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS),
CARRE Jean	Ecole Nationale de la Santé Publique (ENSP),
CHARTIER Romain	Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM),
DELERY Laure	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS),
DESACHY Christian	Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE),
KETTERER Maïté	Fédération de la récupération, du recyclage et de la valorisation (FEDEREC),
LAMBOLEZ Lucie	SITA,
MORCET Muriel	ONYX – GEOLIA (en remplacement de Marc DEBOST),
MORI Michel	FNADE / ONYX, (en remplacement de James MIRALVES)
NICOULET Isabelle	Ministère des solidarités, de la Santé et de la Famille ; direction Générale de la Santé (DGS) ; sous direction gestion des risques des milieux,
PERRIN Claude	Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement (FNADE),
RUAT Philippe	Séché Environnement,
TOMBAL Delphine	France Nature Environnement.

REDACTION du GUIDE METHODOLOGIQUE

(à l'exception des chapitres 3.2.2, groupe de travail et 3.3, BRGM)

Vincent NEDELLEC – Adeline BARNEAUD

Vincent Nedellec Consultant
Conseils et Recherches en Santé Environnement (VNC)
15, rue Firmin Gillot – 75015 Paris

vincent.nedellec@vnc-sante.fr

Sommaire

1	CONTEXTE	7
1.1	OBJECTIFS	8
1.2	STRUCTURE DU DOCUMENT	10
1.3	CONTEXTE REGLEMENTAIRE DES ISDMA	10
1.3.1	<i>Dispositions en vigueur</i>	10
1.3.2	<i>Evolutions réglementaires</i>	12
1.4	METHODE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES	13
2	IDENTIFICATION DES SUBSTANCES REJETEES	16
2.1	PRESENTATION ET OBJECTIFS	16
2.2	LES REJETS ATMOSPHERIQUES	17
2.2.1	<i>Les sources canalisées</i>	17
2.2.2	<i>Les sources diffuses</i>	28
2.3	LES EMISSIONS NON CONTROLEES VERS LES EAUX DE SURFACE ET LES EAUX SOUTERRAINES	40
2.3.1	<i>La production de lixiviats</i>	40
2.3.2	<i>La composition des lixiviats</i>	42
2.3.3	<i>Les performances du système de collecte des lixiviats</i>	44
2.3.4	<i>Quantification des infiltrations</i>	45
2.4	LES NUISANCES	46
2.4.1	<i>Le bruit</i>	46
2.4.2	<i>Les odeurs</i>	48
2.4.3	<i>Les produits masquants</i>	49
2.4.4	<i>Les envols de déchets</i>	49
2.4.5	<i>Les animaux</i>	50
2.5	LES MICRO-ORGANISMES	50
2.6	LES ELEMENTS RADIOACTIFS ARTIFICIELS	51
3	DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES	52
3.1	PRESENTATION D'ENSEMBLE	52
3.1.1	<i>Référence générale en ERS</i>	52
3.1.2	<i>Champ d'application</i>	52
3.2	IDENTIFICATION DES DANGERS	53
3.2.1	<i>Prise en compte des rejets atmosphériques</i>	53
3.2.2	<i>Prise en compte des émissions hydriques non contrôlées</i>	54
3.2.3	<i>Prise en compte des nuisances</i>	59
3.3	CHOIX DES POLLUANTS TRACEURS DU RISQUE	59
3.3.1	<i>Présélection des substances</i>	59

3.3.2	<i>Substances retenues par le groupe de travail</i>	61
3.4	VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE	65
3.4.1	<i>Présentation et objectifs</i>	65
3.4.2	<i>Démarche à adopter pour la description et le choix des VTR</i>	67
3.4.3	<i>VTR des substances sélectionnées</i>	68
3.5	ESTIMATION DES EXPOSITIONS	70
3.5.1	<i>Présentation et objectifs</i>	70
3.5.2	<i>Voies et médias d'exposition</i>	70
3.5.3	<i>Définition de la zone géographique concernée par les rejets de l'ISDMA</i>	71
3.5.4	<i>Description des populations de la zone</i>	72
3.5.5	<i>Choix des scénarios d'exposition</i>	72
3.5.6	<i>Concentrations dans les milieux</i>	74
3.5.7	<i>Synthèse des concentrations par média d'exposition</i>	78
3.5.8	<i>Estimation des doses et des concentrations journalières d'expositions</i>	79
3.6	CARACTERISATION DU RISQUE SANITAIRE	81
3.6.1	<i>Présentation et objectifs</i>	81
3.6.2	<i>Caractérisation du risque pour les effets à seuil</i>	81
3.6.3	<i>Caractérisation du risque pour les effets sans seuil</i>	83
3.6.4	<i>Analyses des incertitudes</i>	85
3.7	CONCLUSION	87
4	ANNEXES	88
4.1	BIBLIOGRAPHIE	88
4.2	GLOSSAIRE	92
4.2.1	<i>Glossaire des termes spécifiques ISDMA</i>	92
4.2.2	<i>Glossaire relatif à l'évaluation des risques sanitaires</i>	94
4.3	SIGLES	99
4.3.1	<i>Institutions</i>	99
4.3.2	<i>Autres sigles</i>	100
4.4	ADRESSES ET SITES INTERNET UTILES	101
4.5	DOCUMENTS ANNEXES REFERENCES DANS LE GUIDE	102

Liste des tableaux

Tableau 1 : Substances connues dans les émissions de torchères à biogaz	19
Tableau 2 : Concentrations dans le biogaz et en sortie de torchère pour les substances sélectionnées	20
Tableau 3 : Valeur limite d'émission pour les chaudières dont la puissance est > 20 et < 50 MWth	23
Tableau 4: Valeur limite d'émission des chaudières > 20 MW pour les COVNM individualisés	23
Tableau 5 : Valeur limite d'émission des chaudières > 20 MW pour les métaux individualisés	24
Tableau 6 : Valeur limite d'émission pour les chaudières dont la puissance est < 20 MWth	24
Tableau 7: Valeur limite d'émission pour les moteurs et turbines dont la puissance est > 20 et < 50 MWth	26
Tableau 8: Valeur limite d'émission des moteurs et turbines dont la puissance est > 20 et < 50 MWth	26
Tableau 9 : Valeur limite d'émission des moteurs et turbines > 20 MW pour les métaux individualisés	27
Tableau 10: Valeur limite d'émission pour les moteurs et turbines dont la puissance est < 20 MWth	27
Tableau 11: Facteurs d'émission des polluants majeurs pour les véhicules diesel > 3,5t.	32
Tableau 12: Proportion des COVNM individualisés dans les émissions des véhicules diesel > 3,5 t.	33
Tableau 13 : Flux massiques des HAP pour les véhicules diesel >3,5 t.	33
Tableau 14 : Flux massique des métaux et du SO ₂ par kg de fioul consommé pour les véhicules diesel >3,5 t. .	34
Tableau 15 : Flux massiques de polluants atmosphériques pour les engins (< 600 ch) en poste fixe	35
Tableau 16: Flux massiques de COVNM et de HAP à l'échappement des moteurs diesel en poste fixe	36
Tableau 17: Production de lixiviats d'une ISDMA en fonction de la pluviométrie.....	41
Tableau 18 : Composition des lixiviats en polluants connus	43
Tableau 19 : Valeur guide de l'OMS pour le bruit à ne pas dépasser.....	47
Tableau 20 : Bilan des sources de dangers et flux vers le compartiment " Air "	54
Tableau 21 : Tableau de synthèse de la grille d'orientation	57
Tableau 22 : Bilan des sources de dangers compartiment " Eau "	58
Tableau 23 : Substances susceptibles d'être émises par les ISDMA	60
Tableau 24 : Substances sélectionnées pour le compartiment « Air »	62
Tableau 25 : Substances sélectionnées pour le compartiment « Eau ».	65
Tableau 26 : VTR respiratoires des substances retenues pour le compartiment " Air " (novembre 2003)	69
Tableau 27 : VTR orales des substances retenues pour le compartiment " Eau " (novembre 2003).....	69
Tableau 28 : Tableau des cibles potentielles des émissions de l'installation	71
Tableau 29 : Synthèse des concentrations dans les différents médias considérés	78
Tableau 30: Classement et poids des principaux facteurs d'incertitude.	86

1 CONTEXTE

Les projets de création ou d'extension*¹ d'une Installation Classée (IC) soulèvent bien souvent des questions relatives aux conséquences sur la santé des populations. Les études d'impact², réalisées dans le cadre des demandes d'autorisation d'exploiter une IC ont notamment pour objectif de répondre à ces interrogations. Leur contenu est défini par la réglementation³.

L'article 19 de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (n° 96-1236 du 30 décembre 1996) et ses textes d'application soumettent les maîtres d'ouvrages à la réalisation d'études particulières sur la santé dès lors qu'un projet nécessite une autorisation d'exploiter.

La circulaire du 19 juin 2000, concernant les études d'impacts réalisées dans le cadre de demandes d'autorisations d'exploiter en conformité avec la législation sur les IC, précise le cadre et les grands principes de la démarche visant à renforcer la protection de la santé publique.

Le contenu des études d'impact pour les IC est défini par le décret du 21 septembre 1977 (modifié le 20 mars 2000). Elles doivent permettre de protéger les intérêts visés à l'article 1 de la loi du 19 juillet 1976, article qui fait mention de la santé publique. Pour les installations classées, la modification introduite par l'article 19 de la Loi sur l'air de 1996 a donc conduit à mettre en lumière une exigence qui existait déjà, mais qui était insuffisamment prise en compte.

Le contenu de l'évaluation des risques sanitaires d'une étude d'impact a été défini par l'INERIS dans le guide générique d'évaluation des risques liés aux substances chimiques dans l'étude des impacts des IC⁴ [2]. L'InVS a également diffusé un guide de lecture du volet sanitaire des études d'impacts par la circulaire DGS/VS3/2000 n° 61 du 3 février 2000⁵. L'annexe de la circulaire DGS n° 2001/185 du 11 avril 2001⁶ définit les éléments à retrouver lors d'une évaluation des risques sanitaires dans une étude d'impact.

Dans ce contexte, la Direction de la Prévention de la Pollution et des Risques (Ministère de l'Ecologie et du développement Durable) a demandé à l'Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE) de rédiger des guides méthodologiques pour les trois grandes filières de traitement ^{*7} et d'élimination des déchets ménagers et assimilés : l'incinération, le compostage et les

¹ Les termes suivis d'une étoile sont ceux définis dans le glossaire situé § 4.2.

² Cf. Code de l'environnement, titre II, chapitre II, article L 122-1 et suivants.

³ Décret n°77-1133 du 21 septembre 1977 et ses modifications notamment celles concernant la composition des études d'impacts : décret n°94-484 du 9 juin 1994 ; décret n°96-18 du 5 janvier 1996 ; décret n°2000-258 du 20 mars 2000.

⁴ INERIS (2001). Guide méthodologique : Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement. Verneuil en Halatte: 181 p.

⁵ Circulaire DGS/VS3/2000 n° 61 du 3 février 2000⁵, relative au guide de lecture et d'analyse du volet sanitaire des études d'impact.

⁶ Circulaire DGS n° 2001/185 du 11 avril 2001⁶ relative à l'analyse des effets sur la santé dans les études d'impact.

⁷ Terme défini dans l'article 1 de l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés (JO des 2 octobre 1997, 2 mars 2002 et 19 avril 2002).

installations de stockage. Ils doivent tout à la fois permettre une harmonisation des évaluations de risques sanitaires dans le contexte français et décliner spécifiquement pour chacune des filières de traitement, les prescriptions générales figurant dans les guides de l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) [1] et de l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) [2].

Le présent document concerne uniquement les **Installations de Stockage de Déchets Ménagers et assimilés**^{*8} (ISDMA).

Conformément aux pratiques de l'ASTEE, un groupe de travail a été constitué afin de réunir l'ensemble des acteurs impliqués sur le terrain. Ce groupe est constitué de représentants du ministère chargé de l'environnement, du ministère chargé de la santé, de l'ADEME, de la FNADE, de l'ENSP, du BRGM, de l'InVS, de SITA, d'ONYX, de Séché Environnement, de FNE, de FEDEREC et de l'INERIS. Depuis juin 2001 le groupe se réunit régulièrement pour définir la structure et le contenu du guide méthodologique. La rédaction du guide a été confiée à Vincent Nedellec Consultant sous le contrôle et selon les prescriptions du groupe de travail.

Parallèlement, la Direction Générale de la Santé (Ministère chargé de la santé) et l'ADEME ont confié à l'InVS, encadré par un conseil scientifique, un travail d'évaluation des risques sanitaires liés aux installations de stockage des déchets ménagers existantes (en cours d'exploitation ou déjà fermées) en France [3]. Le présent guide méthodologique s'inspire des méthodes scientifiques choisies par l'InVS et des résultats de l'évaluation des risques notamment pour hiérarchiser les sources de danger*, mais il se place dans une **démarche prospective** (installations futures, extensions d'installations existantes ou mise à jour décennale), alors que le travail de l'InVS est de nature rétrospective (installations en cours d'exploitation ou en post exploitation).

1.1 OBJECTIFS

La philosophie de ce document n'est pas d'imposer une méthode, des techniques ou des modèles mathématiques en particulier. Il s'agit de définir, à chaque étape de l'évaluation des risques sanitaires, les objectifs et les moyens matériels et méthodologiques connus ainsi que les critères sur lesquels fonder les choix lorsque plusieurs possibilités s'offrent à l'évaluateur. Lorsque les connaissances bien établies font défaut, ce document devra aussi aider à formuler des hypothèses permettant de dépasser ces lacunes. La mission générale du guide est de définir l'ensemble des aspects à prendre en compte dans une évaluation des risques sanitaires dans l'étude d'impact d'une ISDMA.

⁸ Appellation définie dans l'article 1 de l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés (JO des 2 octobre 1997, 2 mars 2002 et 19 avril 2002)

Dans le cas des ISDMA, c'est principalement la toxicité à long terme due aux expositions* à faibles doses de divers polluants, qui est porteuse d'enjeux de santé publique importants. En effet, les dispositions réglementaires limitant les rejets à l'atmosphère ou dans les eaux sont susceptibles d'éviter les expositions à de fortes doses, même pendant une courte durée. Sauf dysfonctionnement de l'installation, les rejets d'une ISDMA respectant les règles d'exploitation fixées par les textes réglementaires actuels sont donc faiblement concentrés en toxiques majeurs. Ils sont donc plus porteurs d'interrogations sur le long terme (effets chroniques) que sur le court terme (effets aigus).

Au plan pratique, le choix des méthodes, des données et hypothèses retenues reste à justifier et expliquer spécifiquement dans chaque dossier de demande d'autorisation comportant une évaluation des risques sanitaires.

L'objectif général du guide est de présenter l'ensemble des moyens connus permettant de quantifier les émissions des sources d'agents chimiques, physiques ou biologiques présentes sur une ISDMA, d'estimer les transferts vers les zones d'habitations et d'évaluer les risques sanitaires engendrés par les expositions potentielles des riverains.

Les objectifs spécifiques du guide méthodologique sont :

1. Recenser l'ensemble des sources d'émissions potentielles d'agents chimiques et, dans la mesure du possible, physiques et biologiques,
2. Proposer des éléments d'appréciation permettant de sélectionner les sources de dangers, les voies et médias d'exposition et les polluants à prendre en compte dans chaque étude,
3. Lister les matériels et méthodes nécessaires à l'évaluation des risques sanitaires (ERS),
4. Détailler les articulations entre l'évaluation des risques et les autres chapitres de l'étude d'impact, notamment concernant les données d'entrée utilisées dans l'évaluation des risques sanitaires.

D'une façon générale, ce guide traite d'ISDMA ayant un fonctionnement normal et respectant la réglementation. Il ne fournit pas d'indication quant à l'évaluation des risques liés à des événements accidentels ou à des dysfonctionnements majeurs.

Compte tenu des évolutions dans les connaissances, un tel guide ne peut être considéré comme figé. Aussi a-t-il été conçu de façon à être évolutif et permettre la prise en compte des nouvelles connaissances utiles, au fur et à mesure de leur disponibilité.

1.2 STRUCTURE DU DOCUMENT

La **première partie** du guide aborde la **caractérisation des sources émettrices d'agents dangereux** (ayant un potentiel d'effets indésirables sur la santé) à inclure dans l'étude d'une ISDMA. L'évaluation des risques sanitaires doit être fondée sur la base des données et informations techniques présentées dans les autres chapitres de l'étude d'impact [1]. On précisera donc l'origine des données selon que la demande d'autorisation d'exploiter concerne une extension ou bien une nouvelle ISDMA. La description des points de passage entre ces différents chapitres de l'étude d'impact devra permettre à chacun d'identifier les ressources nécessaires pour évaluer les risques sanitaires.

A la fin de cette partie, l'évaluateur doit avoir à sa disposition un schéma conceptuel du site figurant les sources d'émissions potentiellement dangereuses pour la santé humaine et les informations caractérisant leur débit d'émission.

La seconde partie traite de la **démarche d'évaluation des risques** et de son application particulière dans le contexte des ISDMA. Elle aborde la question de la sélection des agents dangereux à inclure dans l'étude. On y traite aussi des transferts entre la source (c'est-à-dire l'ISDMA) et la cible (c'est-à-dire la population générale) à travers les milieux de l'environnement (eau, air) des différents agents sélectionnés. Les autres paramètres à prendre en compte dans l'estimation des expositions sont aussi présentés dans cette partie du document. Enfin un chapitre est consacré à la méthode de calcul des risques sanitaires.

La **troisième partie** regroupe les chapitres d'**informations pratiques et les annexes techniques** : définition des sigles utilisés, glossaire des termes techniques, références bibliographiques, sites Internet et bases de données à consulter.

1.3 CONTEXTE REGLEMENTAIRE DES ISDMA

1.3.1 Dispositions en vigueur

Le présent chapitre n'a pas pour vocation de synthétiser l'ensemble de la réglementation applicable aux ISDMA mais d'identifier les principales dispositions qu'il est utile de rappeler dans le cadre de l'évaluation du risque sanitaire de ces installations. Concernant les ISDMA, les documents suivants constituent les principales références :

- *Directive 1999/31/CE du 26 avril 1999 relative à la mise en décharge de déchets (JOCE du 16 juillet 1999),*

- ❑ *Décision du Conseil du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE (JOCE du 16 janvier 2003),*
- ❑ *Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés (JO des 2 octobre, 2 mars et 19 avril 2002),*
- ❑ *Arrêté du 20 juin 2002 relatif aux chaudières présentes dans une installation nouvelle ou modifiée d'une puissance supérieure à 20MWth⁹, abrogeant l'arrêté du 27 juin 1990,*
- ❑ *Arrêté du 24 décembre 2002 relatif à la déclaration annuelle des émissions polluantes des installations classées soumises à autorisation (JO du 7 mars 2003),*
- ❑ *Arrêté du 11 août 1999 relatif aux turbines et moteurs, modifié par l'arrêté du 30 juillet 2003,*
- ❑ *Circulaire du 4 juillet 2002 relative aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés,*
- ❑ *Circulaire du 10 décembre 2003 relative au classement des installations brûlant du biogaz abrogeant et remplaçant la circulaire du 6 décembre 2000,*

Les prescriptions techniques des installations de stockage de déchets sont définies par l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié, qui reprend en droit national et pour les déchets non dangereux, les dispositions la directive 1999/31/CE pour la mise en décharge des déchets.

Cet arrêté impose notamment aux installations nouvelles des dispositions en matière d'implantation :

- ✓ La zone à exploiter doit être implantée et aménagée de telle sorte que son exploitation soit compatible avec les autres activités et occupations du sol environnantes et doit être à plus de 200 m de la limite de propriété du site sauf si l'exploitant apporte des garanties équivalentes en terme d'isolement par rapport aux tiers sous forme de contrats, de conventions ou servitudes couvrant la totalité de la durée de l'exploitation et de la période de suivi du site (art. 9).
- ✓ Le sous-sol doit constituer une barrière de sécurité passive avec des caractéristiques précises de perméabilité (art. 10 et 11). Un guide de recommandations à l'usage des tiers experts a été élaboré pour évaluer "l'équivalence en étanchéité passive", lorsque la perméabilité naturelle ne répond pas aux exigences et que des mesures compensatrices sont proposées par le demandeur [4].

Les déchets interdits sont listés à l'annexe II de l'arrêté ci-dessus. Des dispositions spécifiques s'appliquent au stockage des déchets d'amiante-ciment (catégorie E4). Tous les chargements doivent faire l'objet d'un contrôle visuel et d'un contrôle de non-radioactivité.

Les lixiviats* sont collectés et stockés avant traitement. Les seuils minimaux applicables aux rejets des effluents liquides dans le milieu récepteur sont fixés à l'annexe III de l'arrêté du 9 septembre

1997. Lorsque les conditions locales du milieu récepteur l'exigent, des seuils plus sévères peuvent être fixés dans l'arrêté préfectoral (art. 36).

S'agissant du biogaz, il doit être capté et détruit au plus tard un an après le comblement du casier* (art. 19). Les torchères* sont des équipements connexes au centre de stockage, nécessaires pour "détruire" le biogaz par combustion. Les prescriptions minimales applicables sont fixées à l'article 44.

Pour les autres installations de combustion utilisant du biogaz, il convient de se référer à la circulaire du 10 décembre 2003 qui précise les règles de classement et de réglementation de ces installations.

Ces installations relèvent de la rubrique 2910 B et, à ce titre, peuvent être soumises, en fonction de leur nature et de leur puissance à des prescriptions spécifiques. Les installations (chaudières*, moteurs ou turbines) de puissance supérieure à 20 MWth et utilisant du biogaz sont soumises aux arrêtés ministériels y afférant :

- arrêté du 20 juin 2002 pour les chaudières nouvelles,
- arrêté du 27 juin 1990 pour les chaudières existantes, abrogé
- arrêté du 11 août 1999 relatif aux turbines et moteurs, modifié par l'arrêté du 30 juillet 2003.

Pour les installations de puissance inférieure à 20 MWth, il convient de se référer à la circulaire du 10 décembre 2003.

Cependant lorsque l'exploitant du centre de stockage valorise le biogaz à l'intérieur du périmètre autorisé, l'installation de combustion peut être considérée comme connexe au centre de stockage de déchets.

Différentes dispositions sont prévues en matière de surveillance des eaux, des lixiviats¹⁰ et des gaz dont les paramètres de suivi sont précisés dans les arrêtés préfectoraux d'autorisation.

Enfin, il faut rappeler que les centres de stockage de déchets sont soumis à l'arrêté ministériel du 24 décembre 2002 relatif à la déclaration annuelle des émissions polluantes : si leurs émissions polluantes dans l'eau ou dans l'air dépassent un certain seuil défini pour chaque polluant, les exploitants doivent déclarer les émissions correspondantes. Un premier guide de calcul a été établi dans ce cadre pour 4 polluants atmosphériques (CH₄, CO₂, SO_x et NO_x), les plus susceptibles de dépasser le seuil de déclaration.

1.3.2 Evolutions réglementaires

Les évolutions réglementaires prévisibles concernant le stockage des déchets sont liées essentiellement à l'entrée en vigueur de la décision du Conseil du 19 décembre 2002 établissant des

⁹ MWth = méga Watt thermique

¹⁰ Terme défini dans l'article 1 de l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés (JO des 2 octobre 1997, 2 mars 2002 et 19 avril 2002)

critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE. L'une des modifications importantes concernera les déchets de plâtre qui devront impérativement être admis en centre de stockage pour déchets non-dangereux, dans des alvéoles* ne contenant pas de déchets fermentescibles.

1.4 METHODE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

Ce guide s'applique aux ISDMA faisant l'objet d'une nouvelle demande d'autorisation d'exploitation et donc d'une enquête publique. Qu'il s'agisse d'une installation nouvelle*¹¹ ou d'une extension d'installation existante* le projet dont il faut évaluer les risques sanitaires potentiels n'existe pas encore matériellement. Dans le cadre de ce travail, il n'y a pas lieu de mettre en place des enquêtes épidémiologiques pour mesurer les effets du projet sur la population. Il s'agit donc de rassembler et de transposer au mieux les connaissances établies par ailleurs. Comme préconisé par les documents techniques de l'InVS [1] et de l'INERIS [2], il est donc fait appel à la démarche d'évaluation des risques sanitaires (ERS) telle qu'elle a été codifiée par l'Académie des Sciences Nord Américaine [5], et l'Organisation Mondiale de la Santé [6, 7]. Cependant, l'épidémiologie n'est pas complètement écartée puisqu'elle fournit, en grande partie, les connaissances sur les effets néfastes pour la santé humaine des agents chimiques, physiques ou biologiques.

Selon la définition donnée par le NRC en 1983, l'évaluation des risques sanitaires est "*...l'utilisation de faits scientifiques pour définir les effets sur la santé d'une exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou à des situations dangereuses*".

Cette discipline a été mise en place pour développer un cadre méthodologique permettant l'usage de résultats de recherche dans des stratégies de gestion du risque sanitaire scientifiquement fondées : définition de valeurs limites d'exposition humaine, de normes d'émission ou de dépollution, mais aussi établissement de priorités dans le calendrier des réglementations et des programmes de recherche.

Ce type d'analyse permet de traiter tant des situations génériques, à l'échelle d'une population entière indéfinie (par exemple pour déterminer des concentrations maximales autorisées de certaines substances dans des produits de consommation), que des situations spécifiques d'exposition d'une population locale (un incinérateur, une route, etc.).

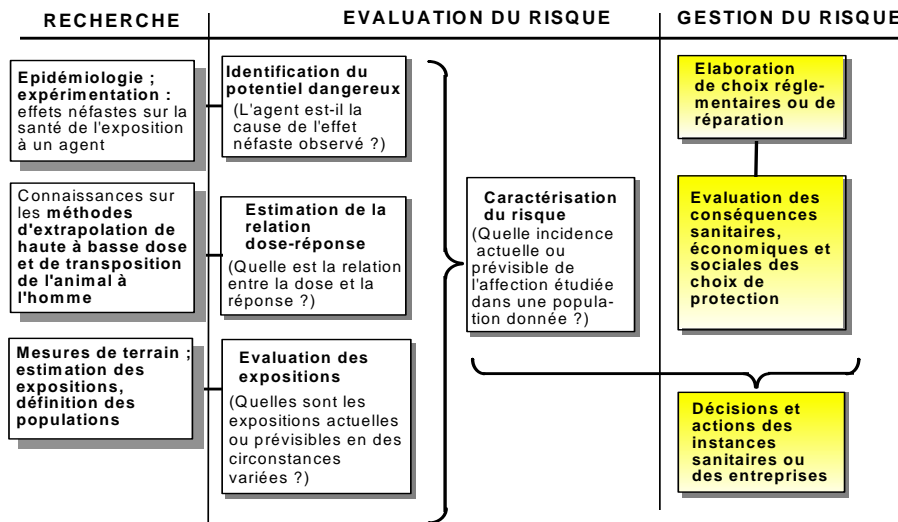
Dans le but de fournir des estimations des risques pour la santé, des méthodes de transposition et d'extrapolation de données et des modèles de migration et de transfert à l'homme des substances toxiques présentes dans l'environnement ont été développés. L'évaluation des risques sanitaires a pour la première fois été appliquée aux rayonnements ionisants et son champ d'application s'est rapidement étendu aux substances chimiques. Elle ne concerne toutefois que les substances dont les

¹¹ Terme défini dans l'article 1 de l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés (JO des 2 octobre 1997, 2 mars 2002 et 19 avril 2002)

niveaux dans l'environnement et la toxicité sont quantifiables. Au fur et à mesure de l'évolution des connaissances et des techniques, elle pourra s'intéresser aux risques sanitaires de toutes origines, y compris microbiologiques, et à tous les milieux de l'environnement.

L'évaluation des risques sanitaires comporte 4 phases articulées, dont l'ordre peut varier, mais qui doivent toujours être bien dissociées : l'identification des dangers, la définition des relations dose-réponse (ces deux premières phases sont très fréquemment imbriquées), l'évaluation de l'exposition humaine et la caractérisation des risques sanitaires (Figure 1).

Figure 1 : Les quatre étapes de l'EQRS, d'après le National Research Council (1983).



Les études se référant à l'évaluation des risques sanitaires doivent respecter deux grands principes : la cohérence et la transparence. La **cohérence** impose l'usage des meilleures connaissances scientifiques du moment (cohérence externe) et de règles systématiques pour recueillir et traiter l'information, choisir les méthodes et les hypothèses de calcul (cohérence interne). La **transparence** consiste à présenter les matériels et méthodes utilisés et les critères ayant permis de les sélectionner, à fournir les calculs intermédiaires et à référencer toutes les sources bibliographiques et documentaires utilisées. C'est donc l'actualité, l'exhaustivité et la reproductibilité de l'évaluation qui sont recherchées. Enfin, les principales incertitudes scientifiques rencontrées dans l'évaluation des risques sanitaires doivent faire l'objet d'un chapitre de synthèse dans lequel leurs influences sur les résultats de l'étude sont décrites et les pistes envisageables pour réduire leur ampleur sont précisées.

S'ajoutent aux deux principes d'évaluation des risques qui viennent d'être présentés les principes de **spécificité** et de **proportionnalité**¹² [2].

¹² Les définitions suivantes sont données dans le guide de l'INERIS : Principe de spécificité : assure la pertinence de l'étude par rapport à l'usage et aux caractéristiques du site et de son environnement ; Principe de proportionnalité : veiller à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance des incidences prévisibles de la pollution.

2 IDENTIFICATION DES SUBSTANCES REJETEES

2.1 PRESENTATION ET OBJECTIFS

Une liste des activités du site pouvant rejeter des polluants dans les différents compartiments est nécessaire pour démarrer l'évaluation des risques sanitaires. Elle est établie à partir des informations figurant dans le dossier de demande d'autorisation d'exploitation notamment aux chapitres " Nature et volume des activités ", " Procédés de fonctionnement ", " Description des installations ", " Rubrique de la nomenclature des IC "¹³ et dans le chapitre " Impact sur l'environnement ". Il est important de veiller à ce que les informations fournies dans les différents chapitres de l'étude d'impact soient parfaitement cohérentes avec celles utilisées pour l'évaluation des risques sanitaires.

Les rejets atmosphériques, les émissions de polluants vers les eaux de surface et les fuites éventuelles vers les eaux souterraines, le bruit, les odeurs, l'envol des déchets, les micro-organismes ou la présence d'animaux sont autant de sources de dangers possibles. Elles sont abordées dans ce guide.

Le chapitre ci-après dresse **l'état des connaissances** sur les sources de dangers potentielles existant sur une ISDMA et présente les **outils disponibles pour caractériser quantitativement les rejets** de chaque source en terme de flux massique. Les extensions de sites et les nouvelles ISDMA sont distinguées, en particulier en ce qui concerne l'origine et le mode de production des données utilisées pour caractériser les rejets, qui peuvent être différents dans les deux cas.

Pour procéder à la quantification des émissions, il convient d'estimer les flux émis (flux journalier, flux annuel) en considérant d'une part, les flux en fonctionnement normal de l'ISDMA (incluant le démarrage et l'arrêt des différents équipements) et d'autre part, les flux des phases de fonctionnement dégradé (fuites de biogaz, émissions non contrôlées d'une faible partie des lixiviats, ...). Ne sont donc, a priori, pas intégrés les éventuels incidents majeurs ou accidents susceptibles de survenir sur une ISDMA.

¹³ Toutes les activités réalisées sur le site doivent être classées par référence aux rubriques de la nomenclature des ICPE.

2.2 LES REJETS ATMOSPHERIQUES

On distingue deux catégories de sources d'émissions :

- 1) les **sources canalisées** comme les torchères pour la destruction du biogaz, les chaudières, moteurs ou turbines pour sa valorisation énergétique,
- 2) les **sources diffuses** notamment les alvéoles de stockage (en cours ou en post exploitation), les camions et engins de chantier, les quais de déchargement et le traitement des lixiviats.

Les méthodes et modèles, permettant de caractériser le flux massique horaire d'émission puis la dispersion atmosphérique, diffèrent selon que la source est canalisée ou diffuse. Les véhicules circulant et œuvrant sur le site sont une catégorie intermédiaire dans la mesure où les gaz d'échappement sont canalisés mais le déplacement des véhicules ne permet pas d'établir une position géographique précise dans un modèle de dispersion atmosphérique. Les émissions des véhicules seront donc traitées au chapitre des sources diffuses.

2.2.1 Les sources canalisées

Dans une ISDMA, le biogaz¹⁴ doit être collecté par un réseau de canalisations de captage traversant horizontalement et/ou verticalement le massif de déchets. Une fois collecté, le biogaz peut être :

- 1) brûlé dans une torchère,
- 2) utilisé dans une chaudière, une turbine ou un moteur pour sa valorisation énergétique,
- 3) stocké et transféré pour un usage en dehors du site (arrêté du 9 septembre 1997).

Une partie des gaz formés dans le massif peut échapper au système de captage. Les émissions de biogaz non canalisées seront abordées au chapitre des émissions atmosphériques diffuses (cf. : § 2.2.2).

2.2.1.1 Les torchères

L'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 et ses modifications ne fournissent pas de valeurs limites d'émission pour les rejets atmosphériques des torchères. Il fixe, dans son article 44 et l'annexe V, la fréquence des analyses pour la composition en CH₄, CO₂, H₂S, H₂, O₂ et H₂O du biogaz, la fréquence des mesures de contrôle pour les rejets de SO₂, HCl, HF et de CO. Il précise que les résultats de mesures doivent être exprimés en concentrations rapportées à une température et des conditions normales de pression c'est-à-dire : 273 °K, 103,3 kPa et 11 % d'O₂ sur gaz sec. Il laisse le soin à

¹⁴ Contrairement au terme "lixiviat", le terme "biogaz" n'est pas défini par l'arrêté du 9 septembre 1997. Il s'agit des gaz formés directement à l'intérieur du massif de déchets par l'action des microorganismes sur la fraction organique en condition aérobie puis anaérobie.

l'arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter, de définir les valeurs de limites de rejets en précisant que celle du CO devra être compatible avec le seuil de 150 mg/Nm³.

Cinq de ces gaz présentent un intérêt du point de vue sanitaire: le CO, le SO₂, l'HCl, l'HF et le H₂S.

Selon les données de la littérature, il existe d'autres composés dans les émissions des torchères à biogaz notamment : des poussières, des métaux et divers composés organiques volatils non méthaniques [8]. Les COVNM représenteraient 1 % du volume de biogaz. L'arrêté de 1997 fixe une température de combustion (900°C pendant 0,3 secondes) visant à limiter les émissions de composés indésirables (COV...).

Bien que les données ne soient pas nombreuses sur la question, les torchères semblent ne pas émettre des quantités significatives¹⁵ de dioxines et furannes (les concentrations dans les gaz en sortie de 3 torchères mesurées par l'INERIS sont inférieures à la valeur limite d'émission applicable aux incinérateurs d'ordures ménagères : 20 pg I-TEQ/Nm³ sec à 11% d'O₂ [8]).

D'autres études, en France comme à l'étranger, montrent la présence, en sortie de torchère, de nombreux composés organiques et inorganiques initialement présents dans le biogaz [9 ; 11].

Un conseil scientifique coordonné par l'InVS a réalisé un travail de synthèse et de sélection des agents dangereux présents dans les rejets des installations de stockage des déchets en partant d'une revue de la littérature internationale [3]. Les substances sélectionnées pour l'évaluation des risques sanitaires sont présentées dans le Tableau 1. Cette liste, établie par l'InVS, est fondée sur des résultats d'études ayant identifié les priorités sanitaires pour les rejets des installations de stockage de déchets en partant des substances prioritaires de l'ATSDR¹⁶ [3].

Le Tableau 1 confronte la liste de l'InVS aux résultats d'études françaises et étrangères ayant dosé les substances dans les biogaz. Il constitue la liste (qu'il faudra actualiser dans les années à venir) des substances connues dans les émissions des torchères.

¹⁵ Selon le rapport de l'INERIS, les concentrations en dioxines et furannes mesurées en sortie de torchère sont égales aux concentrations mesurées dans l'air du site.

¹⁶ L'ATSDR, organisme fédéral aux États-Unis, gère une liste de sites prioritaires vis-à-vis des risques qu'ils représentent au niveau environnemental et sanitaire : la " National Priority List (NPL) ". À partir des données météorologiques provenant de ces sites, l'ATSDR a élaboré une liste de substances prioritaires : la " list of priority hazardous substances (CERCLA) ". CERCLA classe par ordre décroissant les molécules ayant le plus fort potentiel d'impact sur la santé humaine au niveau des sites de la NPL. Ce classement repose sur l'établissement, pour chaque substance, d'un score composé de trois critères [ATSDR, 1999] :

- Fréquence de présence de la substance dans les sites de la NPL ;
- Dangerosité / toxicité de la substance ;
- Potentiel d'exposition (quantité rejetées, mobilité environnementale).

La liste ne prend pas en compte les hydrocarbures, qui tombent sous une autre réglementation. Le classement comprend actuellement 275 substances et la dernière mise à jour date de 2001. Ce travail de l'ATSDR est intéressant même s'il dépasse les seules installations de stockage de déchets ménagers (landfill), comprenant entre autres des sites industriels.

Les flux massiques horaires de polluants rejetés à l’atmosphère par la torchère de l’installation seront estimés au moyen du code de calcul suivant :

$$FM_x = C_x * DF$$

Avec :

FM_x : Flux massique horaire du polluant “ x ” (mg/h)

C_x = Concentration du polluant “ x ” en rejet de torchère (mg/Nm³ sur gaz sec 11 % de O₂)

DF = Débit de fumée total de la torchère (Nm³/h sur gaz sec à 11 % de O₂)¹⁷

Tableau 1 : Substances connues dans les émissions de torchères à biogaz

Composé (classement ATSDR*)	InVS [1]	RSD [9]	US-EPA [11]	INERIS [8]	Arrêté ministériel du 09-09-97
1,2 dichloroéthane (82)	Oui	Oui	Oui		
Acétone (181)	Oui	Oui	Oui		
Acide chlorhydrique (nc)		Oui		Oui	Oui
Acide fluorhydrique (248)		Oui		Oui	Oui
Arsenic (1)	Oui	Oui			
Benzène (6)	Oui	Oui	Oui		
Benzo(a)pyrène (8)	Oui				
Cadmium (7)	Oui	Oui			
Chlorure de vinyle (4)	Oui	Oui	Oui		
Chrome total (65)	Oui	Oui			
Dioxyde de soufre (nc)		Oui		Oui	Oui
Ethylbenzène (91)	Oui	Oui	Oui		
Manganèse (138)	Oui	Oui			
Mercure (3)	Oui	Oui	Oui		
Monoxyde carbone (198)		Oui		Oui	Oui
Naphtalène (77)	Oui	Oui			
Nickel (53)	Oui	Oui			
Oxydes d’azote (233)		Oui		Oui	
Plomb (2)	Oui	Oui			
Poussières (nc)		Oui		Oui	
Sulfure d’hydrogène (187)	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Tétrachloréthylène (32)		Oui	Oui		
Toluène (68)		Oui	Oui		
Trichloréthylène (15)		Oui	Oui		
Zinc (73)		Oui			

* Dans les parenthèses figure le rang de classement du composé dans la liste CERCLA (cf. note en bas de la page précédente) [12].

Nc = non classé

¹⁷ Le débit de fumée total de la torchère est égal au débit nominal de biogaz entrant dans la torchère multiplié par 5,36 pour tenir compte de l’équation stoechiométrique de la réaction de combustion.

La concentration selon une certaine teneur en O₂ se calcule comme suit : $C_{O_2ref} = C_{mesurée} \times (21 - O_{2ref}) / (21 - O_{2mes})$ où O_{2ref} est la teneur de référence en % (11 par exemple) et O_{2mes} est la teneur en O₂ mesurée dans la fumée.

Tableau 2 : Concentrations dans le biogaz et en sortie de torchère

Composé	US-EPA [11]		France, RSD** [9]		INERIS 2002*** [10]		INERIS 1999**** [8]
	Biogaz (mg/m ³)	Sortie torchère* (mg/m ³)	Biogaz (mg/m ³)	Sortie torchère (mg/m ³)	Biogaz mesure site (mg/Nm ³)	Biogaz littérature (mg/Nm ³)	Sortie de torchère (mg/m ³ rapporté à 11% d'O ₂ sec)
1,2 dichloroéthane	1,69	0,034	0,05			8,19	
Acétone	16,93	0,051	13,57	0,267		27,00	
Acide chlorhydrique				0,470			5,7
Acide fluorhydrique				0,680			1,28
Arsenic			0,0085	0,008	0,0162	0,03235	
Benzène	6,20	0,019	1,08	0,009	3,5	31,08	
Benzo(a)pyrène					0,0000038		
Cadmium			0,0253	0,005	0,00003	0,0295	
Chlorure de vinyle	19,07	0,382	2,02			92,05	
Chrome total			0,00565	0,014	0,041	0,091	
Dioxyde de soufre				0,360			17
Ethylbenzène	20,35	0,061	4,76	0,003	5,7	147,80	
Manganèse			0,0011	0,810	0,0017		
Mercure	0,0024	0,000007	0,026	0,019	0,0016	0,028	
Monoxyde carbone			0,011	0,011			583,5
Naphtalène			0,12	0,002	0,0675	0,419	
Nickel			0,007	0,014	0,0029		
Oxydes d'azote				0,320			
Plomb			0,0095	0,029	0,0044	0,072	
Poussières				0,500			1,46
Sulfure d'hydrogène	50,31	0,151	99,97	0,0005		7,86	0,005
Tétrachloroéthylène	25,72	0,514	1,59	0,0006	20,8	61,86	
Toluène	150,55	0,452	25,89	0,018	12,3	239,83	
Trichloroéthylène	15,41	0,308	2,05	0,0007	15,3	45,58	
Zinc			0,9235	2,002			

* calculé à partir des concentrations du biogaz données par l'US-EPA et d'un taux d'abattement de 98 % pour les composées halogénés et de 99,7% pour les autres composés organiques.

** Moyennes des résultats sur les sites 1 et 2 de l'étude réalisée en 2000 par M. Hours dans le cadre du réseau santé-déchets [9]. Les calculs effectués figurent en Annexe 1, tableaux 1 et 2. Concernant les éléments inorganiques, les rapports concentration en sortie de torchère / concentration dans le biogaz (assimilable à des taux d'abattement), varient de 0,21 (cadmium) à 74,27 (manganèse). Ils seraient compris entre 0,1 et 0,14 (mélange stœchiométrique air-biogaz 7 à 10) si l'air était pur. Les écarts observés sont dus aux fluctuations de mesure et au possible décalage temporel entre les deux mesures (biogaz / sortie torchère). La somme des COVNM du tableau, représente 27 à 35 % des COVNM totaux mesurés. Les COVNM totaux représenteraient de l'ordre de 1 % du biogaz. Les catégories de COVNM les plus abondantes dans le biogaz sont : hydrocarbures aliphatiques (≈ 30 %), aromatiques (≈ 30 % des COVNM), cétones (≈ 20 % des COVNM), hydrocarbures cycliques (≈ 12% des COVNM) et composés halogénés (≈ 3% des COVNM) ; en sortie de torchères elles sont : cétones (≈ 65 % des COV), hydrocarbures aliphatiques (≈ 14 % des COVNM), aromatiques (≈ 9 % des COVNM), alcools (≈ 2% des COVNM), aldéhydes (≈ 2% des COVNM), cycliques (≈ 1,6 % des COVNM) et composés halogénés (≈ 0,3 % des COVNM) [9].

*** Valeurs issues du rapport de l'INERIS de 2002 [10] ayant comparé des résultats de mesures sur site en France avec des données trouvées dans les publications internationales. Dans la colonne " littérature " figure la moyenne des valeurs numériques présentées dans le tableau du rapport de l'INERIS (entre trois et huit valeurs par moyenne selon les substances).

**** Ce rapport de l'INERIS de 1999 [8] présente des valeurs de concentration en sortie de torchère exprimées en mg/Nm³ humide, sec ou rapporté à 3 % ou 11 % d'O₂ sec. Les concentrations présentées sont des moyennes sur 3 sites en mg/m³ rapporté à 11% de O₂ sec. Les calculs effectués figurent en Annexe 1, tableau 3.

Origine des informations dans le cas d'une installation nouvelle.

Les flux horaires d'émission en sortie de torchère doivent figurer, dans l'étude d'impact, au chapitre des rejets atmosphériques. S'ils n'y sont pas ou sont incomplets, pour les substances retenues pour l'évaluation des risques sanitaires, on utilisera les données du Tableau 2 (ou un autre jeu de données) à condition que ce choix alternatif soit **dûment justifié par le pétitionnaire**, notamment sur les critères de validité scientifique et de meilleure adaptation à l'installation prévue.

Origine des informations dans le cas d'une extension* d'installation existante

Les flux horaires d'émission pourront être déterminés à partir des données existantes sur le site. Généralement, on dispose de mesures directement en sortie de torchère (notamment pour le CO, le SO₂, le H₂S, le HCl, le HF et les poussières) et de mesures de composition du biogaz. Lorsque les concentrations en sortie de torchère manquent pour un des composés, on utilisera la concentration dans le biogaz à laquelle on appliquera le taux d'abattement¹⁸ (TA) de l'US-EPA [11] pour les torchères équipées de fûts : composés organiques halogénés TA = 98%, composés organiques non halogénés TA = 99,7 %. Lorsqu'il n'existe pas de données de concentration dans le biogaz pour un composé particulier retenu pour l'évaluation des risques sanitaires on choisira, **en justifiant ce choix**, une des valeurs du Tableau 2.

2.2.1.2 Les chaudières

Le biogaz peut être valorisé dans une chaudière à vapeur. Le cas des chaudières de valorisation énergétique diffère car il existe un texte réglementaire limitant les rejets atmosphériques. L'arrêté du 20 juin 2002 relatif aux chaudières présentes dans une installation nouvelle ou modifiée d'une puissance supérieure à 20 MWth, prescrit des valeurs limites d'émissions (VLE*) qui pourraient s'appliquer aux chaudières de valorisation énergétique du gaz de décharge selon la puissance thermique de la chaudière (cf. chapitre " Contexte réglementaire des ISDMA ").

Dans le cas d'une **extension d'installation existante**, le pétitionnaire pourra utiliser ses propres données relatives aux substances du Tableau 1 pour caractériser les flux de polluants émis par la chaudière. S'il ne les connaît pas, il utilisera alors les VLE¹⁹ de l'arrêté chaudière rapportées dans le Tableau 3. Notons qu'il s'agit des VLE* pour le gaz naturel et le gaz de pétrole liquéfié car le biogaz ne fait pas partie des combustibles prévus dans l'arrêté²⁰. Les VLE sont similaires pour tous les polluants sauf le SO₂ et le NO₂ pour lesquels le pétitionnaire choisira la valeur maximale²¹ (35 mg/Nm³

¹⁸ Le taux d'abattement est le complément à 1 du rapport entre la concentration mesurée en sortie de torchère et celle dans le biogaz. Les TA calculés à partir des données RSD sont très proches de ceux de l'US-EPA, ils vont de 97,97 % pour le benzène à 99,99 % pour le sulfure d'hydrogène. Par respect du principe de transparence, les taux d'abattement de l'US-EPA ont été choisis car ils sont établis sur la base de données dûment référencées et accessibles à tous via Internet.

¹⁹ VLE = Valeur limites d'émission (ne pas confondre avec les VLE du code du travail qui sont des valeurs limites d'exposition des travailleurs).

²⁰ Gaz naturel, GPL, gaz de cokerie, gaz de hauts fourneaux, fioul domestique, autres combustibles liquides, combustible solide, biomasse.

²¹ Hypothèse maximisante

pour le SO₂ et 200 mg/Nm³ pour le NO₂) à moins qu'il ne puisse dûment justifier l'utilisation d'une autre valeur.

Dans le cas des **installations nouvelles**, le pétitionnaire proposera des données d'émission adaptées aux caractéristiques de la future installation ou bien il fera appel aux données des tableaux 3 à 6. Les flux massiques horaires de polluants rejetés à l'atmosphère par la chaudière de l'installation **seront estimés au moyen du code de calcul suivant :**

$$FM_x = VLE_x * DF$$

Avec :

FM_x : Flux massique horaire du polluant " x " (mg/h)

VLE_x = Valeurs limites d'émissions individualisées pour le polluant " x " (mg/Nm³ sur gaz sec à 3 % de O₂)

DF = Débit de fumée total de la chaudière (Nm³/h sur gaz sec à 3 % de O₂)

Certains polluants traceurs du risque (Tableau 1) n'ont pas de VLE individuelle. Le pétitionnaire devra proposer une démarche de substitution en la justifiant ou, à défaut, utiliser la démarche suivante :

- ✓ Pour les HAP, la VLE pourra être répartie à 50 % pour le benzo(a)pyrène (HAP lourd avec une VTR cancérigène connue) et 50 % pour le naphthalène (HAP léger avec une VTR non cancérigène connue).
- ✓ Pour les 8 COVNM²², on considèrera qu'ils occupent une partie de la VLE des COVNM au prorata de leur présence dans les biogaz en France afin de définir une VLE spécifique à chacun d'entre eux (cf. Tableau 4). Cette approche conduit à une estimation a priori assez majorante des concentrations des divers COVNM considérés dans les fumées de chaudières puisque logiquement les concentrations devraient être plus faibles dans les fumées que dans le biogaz (effets de la destruction des COVNM et de l'apport d'air).
- ✓ Pour l'arsenic, on utilisera la VLE de la somme arsenic + sélénium + tellure (1 mg/Nm³)²³. Pour le groupe : chrome, nickel, manganèse et zinc on répartira la VLE selon le même principe que celui utilisé pour les COVNM (cf. Tableau 5).

Les VLE du H₂S doivent être fixées par l'arrêté d'autorisation préfectorale. Dans le cas des installations nouvelles, il n'y aura donc pas de VLE en sortie de chaudière pour H₂S au moment de l'étude. Le pétitionnaire pourra donc utiliser, en le justifiant, une valeur d'émission de sa connaissance, adaptée à son installation ou une des valeurs du Tableau 2 en supposant que les émissions de la chaudière sont similaires aux émissions de torchères. Le choix d'une valeur de ce tableau sera justifié.

²² Les 8 composés organiques volatils sont : 1,2 dichloroéthane, Acétone, Benzène, Chlorure de vinyle, Ethylbenzène, Tétrachloroéthylène, Toluène, Trichloroéthylène

²³ En effet, les proportions de sélénium et de tellure dans le biogaz ne sont pas connues. En outre, parmi les trois métaux, seul l'arsenic possède une VTR utile à la quantification des risques.

Tableau 3 : Valeur limite d'émission pour les chaudières dont la puissance est > 20 et < 50 MWth

Composé	Combustibles	
	VLE	VLE
	Gaz naturel (mg/Nm ³ sur gaz sec à 3 % de O ₂)	Gaz de Pétrole Liquéfié (mg/Nm ³ sur gaz sec à 3 % de O ₂)
Dioxyde soufre (SO ₂)	35 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³
Oxydes d'azote exprimé en NO ₂	120 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³
Poussières	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³
Monoxyde de carbone	100 mg/Nm ³	100 mg/Nm ³
Hydrocarbure aromatique polycyclique*	0,1 mg/Nm ³	0,1 mg/Nm ³
Composés Organiques Volatils**	110 mg/Nm ³	110 mg/Nm ³
Cadmium	0,05 mg/Nm ³	0,05 mg/Nm ³
Mercure	0,05 mg/Nm ³	0,05 mg/Nm ³
Thallium	0,05 mg/Nm ³	0,05 mg/Nm ³
Arsenic + Sélénium + Tellure	1 mg/Nm ³	1 mg/Nm ³
Plomb	1 mg/Nm ³	1 mg/Nm ³
Sb+Cr+Co+Cu+Sn+Mn+Ni+V+Zn	10 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³
Ammoniac***	20 mg/Nm ³	20 mg/Nm ³

* HAP mesurés selon la norme NF X43-329 : fluoranthène, benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(g,h,i)pérylène, indéno(1,2,3-cd)pyrène.

**en carbone total

*** Uniquement si la chaudière est équipée d'un dispositif de traitement des oxydes d'azote à l'ammoniac ou à l'urée.

Tableau 4: Valeur limite d'émission des chaudières > 20 MW pour les COVNM individualisés

Composé	Moyenne biogaz France (mg/m ³)	% du total des COVNM	VLE spécifique* (mg/m ³)
1,2 dichloroéthane	4,94	7.8 %	8
Acétone	13,57	21.4 %	24
Benzène	2,17	3.4 %	4
Chlorure de vinyle	2,02	3.2 %	4
Ethylbenzène	5,23	8.3 %	9
Tétrachloroéthylène	10,70	16.9 %	19
Toluène	16,38	25.9 %	28
Trichloroéthylène	8,32	13.1 %	14
Total	63,33	100,0 %	110

* Calculé en multipliant le % de chaque composé par la VLE des COVNM soit 110 mg/Nm³.

** Le 1,2 dichloroéthane étant absent des données françaises disponibles, la moyenne des données de la littérature présentée au tableau 2 $([1,69 \text{ mg/m}^3 + 8,19 \text{ mg/m}^3] / 2 = 4,94 \text{ mg/m}^3)$ substituera cette absence d'information.

Tableau 5 : Valeur limite d'émission des chaudières > 20 MW pour les métaux individualisés

Composé	Moyenne biogaz France (mg/m ³)	% du total	VLE spécifique* (mg/Nm ³)
Chrome	0,023	2,3 %	0,24
Manganèse	0,001	0,1 %	0,01
Nickel	0,005	0,5 %	0,05
Zinc	0,924	96,9 %	9,7
Total	0,953	100,0 %	10,0

* Calculé en multipliant le % de chaque composé par la VLE du groupe des métaux soit 10 mg/Nm³.

Par ailleurs, la circulaire du 10 décembre 2003 fixe dans son annexe les VLE des SO₂, NO_x, poussières, COVNM et CO pour les chaudières de puissance inférieure à 20 MWth (Tableau 6). La même méthode que celle adoptée pour les chaudières de puissance supérieure à 20 MWth pourra donc être adoptée pour les chaudières de puissance inférieure à 20 MWth. En revanche, il n'y a pas de VLE pour les chaudières de puissance inférieure à 2 MWth.

Tableau 6 : Valeur limite d'émission pour les chaudières dont la puissance est < 20 MWth

Composé	VLE
	Gaz naturel (mg/Nm ³ sur gaz sec à 3 % de O ₂)
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Pas de VLE
Oxydes d'azote (NO _x)	225 mg/Nm ³
Poussières	50 mg/Nm ³
Monoxyde de carbone	250 mg/Nm ³
Composés Organiques Volatils Non Méthaniques**	50 mg/Nm ³

2.2.1.3 Les moteurs et turbines

Le biogaz peut aussi être valorisé au niveau énergétique dans des moteurs ou turbines. Dans ce cas il existe un texte réglementaire limitant les rejets atmosphériques. L'arrêté du 11 août 1999 " relatif à la réduction des émissions polluantes des moteurs et turbines à combustion [...] sous la rubrique 2910 de la nomenclature des IC ". L'arrêté s'applique si la somme des puissances thermiques constituant l'installation²⁴ est supérieure à 20 MWth²⁵. Comptant sur un pouvoir calorifique du biogaz à

²⁴ L'article 2 définit une " Installation " comme " Tout groupe d'appareil de combustion exploité par un même opérateur, situés sur un même site ; et qui sont ou peuvent être techniquement raccordés à une cheminée commune. ".

50 % de méthane de 5 kW/h.Nm³, ce seuil réglementaire est atteint pour des moteurs ou turbines brûlant : 4 000 Nm³ de biogaz par heure (20 MWth).

Dans les ISDMA équipées de moteurs ou turbines dont les puissances thermiques dépassent les 20 MWth, la caractérisation des flux de polluants rejetés à l'atmosphère peut être basée, dans le cas d'une **extension d'installation existante**, sur les données propres à l'installation. Elles doivent être individualisées pour chacun des polluants traceurs du risque. Lorsque les données ne sont pas disponibles ou partielles (uniquement quelques polluants de la liste), le pétitionnaire utilisera alors les VLE de l'arrêté moteurs et turbines rapportées dans le Tableau 7. Notons qu'il s'agit des VLE pour le gaz naturel car le biogaz ne fait pas partie des combustibles prévus dans l'arrêté ²⁶.

Concernant les **installations nouvelles**, le pétitionnaire proposera des données d'émission adaptées aux caractéristiques de la future installation ou bien il fera appel aux données des tableaux 7, 8 et 9. Certains polluants traceurs du risque n'ont pas de VLE individuelle. Le pétitionnaire devra proposer une démarche de substitution en la justifiant ou, à défaut, utiliser la démarche suivante :

- ✓ Pour les HAP la VLE sera répartie à 50 % pour le benzo(a)pyrène et 50 % pour le naphthalène.
- ✓ Pour les 8 COV²⁷, on répartira la VLE des COVNM²⁸ au prorata de leur présence dans les biogaz (cf. Tableau 8). Cette approche conduit à une estimation a priori assez majorante des concentrations des divers COVNM considérés dans les fumées de moteurs et turbines puisque logiquement les concentrations devraient être plus faibles dans les fumées que dans le biogaz (effets de la destruction des COVNM et de l'apport d'air).
- ✓ Pour les métaux : arsenic, cadmium, chrome, mercure, manganèse, nickel, plomb et zinc on répartira la VLE du groupe au prorata de leur présence dans les biogaz en France afin de définir une VLE spécifique à chacun d'entre eux (cf. Tableau 9).

Les flux massiques horaires de polluants rejetés à l'atmosphère par les moteurs ou turbines de l'installation seront estimés au moyen du code de calcul suivant :

$$FM_x = VLE_x * DF$$

Avec :

FM_x : Flux massique horaire du polluant " x " (mg/h)

VLE_x = Valeurs limites d'émissions individualisées pour le polluant " x " (mg/Nm³ sur gaz sec à 5 ou 15% O₂)

DF = Débit de fumée total du moteur ou de la turbine (Nm³/h sur gaz sec à 5 ou 15 % de O₂)

²⁵ MWth = méga Watt thermique

²⁶ Gaz naturel, fioul domestique, fioul lourd.

²⁷ Les 8 composés organo-volatils sont : 1,2 dichloroéthane, Acétone, Benzène, Chlorure de vinyle, Ethylbenzène, Tétrachloroéthylène, Toluène, Trichloroéthylène

²⁸ Composés Organiques Volatils Non Méthaniques

Il n'existe pas de VLE pour H₂S en sortie de moteurs et turbines. Dans le cas des installations nouvelles, le pétitionnaire pourra donc utiliser une valeur d'émission adaptée à son installation, dûment justifiée ou une des valeurs du Tableau 2 en supposant que les émissions des moteurs et turbines sont similaires aux émissions de torchères. Le choix de toute valeur devra être justifié.

Tableau 7: Valeur limite d'émission pour les moteurs et turbines dont la puissance est > 20 et < 50 MWth

Composé	Turbines > 20 MWth	Moteurs > 20 MWth
	(à 15 % de O ₂ gaz sec)	(à 5 % de O ₂ gaz sec)
Dioxyde de soufre (SO ₂)	10 mg/Nm ³	35 mg/Nm ³
Oxydes d'azote exprimé en NO ₂	80 mg/Nm ³	350 mg/Nm ³
Poussières	10 mg/Nm ³	100 mg/Nm ³
Monoxyde de carbone	85 mg/Nm ³	650 mg/Nm ³
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques*	0,1 mg/Nm ³	0,1 mg/Nm ³
Composés Organiques Volatils Non Méthaniques	150 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³
Sb+Cr+Co+Cu+Sn+Mn+Ni+Pb+V+Zn**	20 mg/Nm ³	20 mg/Nm ³
Ammoniac***	20 mg/Nm ³	30 mg/Nm ³

* HAP mesurés selon la norme NF X43-329 : fluoranthène, benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(g,h,i)pérylène, indéno(1,2,3-cd)pyrène. VLE applicable si le flux massique horaire total peut dépasser 0,5 g/h (soit un débit de fumée supérieure à 5 000 Nm³/h).

** VLE applicable si le débit massique de ceux-ci dépasse 25 g/h (soit un débit de fumée supérieure à 1 250 Nm³/h).

*** Uniquement si l'installation (moteur ou turbine) est équipée d'un traitement des oxydes d'azote à l'ammoniac ou à l'urée.

Tableau 8: Valeur limite d'émission des moteurs et turbines dont la puissance est > 20 et < 50 MWth pour les COVNM individualisés

Composé	Moyenne biogaz France	% du total	VLE spécifique*
	[9, 10] (mg/m ³)		(mg/m ³)
1,2 dichloroéthane	4,94	7,8%	12
Acétone	13,57	21,4%	32
Benzène	2,17	3,4%	5
Chlorure de vinyle	2,02	3,2%	5
Ethylbenzène	5,23	8,3%	12
Tétrachloroéthylène	10,70	16,9%	25
Toluène	16,38	25,9%	39
Trichloroéthylène	8,32	13,1%	20
Total	63,33	100,0 %	150

* Calculé en multipliant le % de chaque composé par la VLE des COVNM soit 150 mg/Nm³.

** Le 1,2 dichloroéthane étant absent des données françaises disponibles (9, 10), la moyenne des données de la littérature présentées au tableau 2 $([1,69 \text{ mg/m}^3 + 8,19 \text{ mg/m}^3] / 2 = 4,94 \text{ mg/m}^3)$ substituera cette absence d'information.

Tableau 9 : Valeur limite d'émission des moteurs et turbines > 20 MW pour les métaux individualisés

Composé	Moyenne biogaz France [9, 10] (mg/m³)	% du total	VLE spécifique* (mg/Nm³)
Arsenic	0,012	1,2 %	0,25
Cadmium	0,013	1,3 %	0,25
Chrome total	0,023	2,3 %	0,47
Manganèse	0,001	0,1 %	0,03
Mercurure	0,014	1,4 %	0,28
Nickel	0,005	0,5 %	0,10
Plomb	0,007	0,7 %	0,14
Zinc	0,924	92,4 %	18,49
Total	0,999	100,0%	20,00

* Calculé en multipliant le % de chaque composé par la VLE du groupe des métaux soit 20 mg/Nm³.

Comme pour les chaudières, la circulaire du 10 décembre 2003 fixe dans son annexe les VLE des SO₂, NO_x, poussières, COVNM et CO pour les moteurs et chaudières de puissance inférieure à 20 MWth (Tableau 10). La même méthode que celle adoptée pour les moteurs et turbines de puissance supérieure à 20 MWth pourra donc être adoptée pour les moteurs et turbines de puissance inférieure à 20 MWth. En revanche, il n'y a pas de VLE pour les moteurs et turbines de puissance inférieure à 2 MWth.

Tableau 10: Valeur limite d'émission pour les moteurs et turbines dont la puissance est < 20 MWth

Composé	Turbines < 20 MWth (à 15 % de O₂ gaz sec)	Moteurs < 20 MWth (à 5 % de O₂ gaz sec)
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Pas de VLE	Pas de VLE
Oxydes d'azote (NO _x)	225 mg/Nm ³	525 mg/Nm ³
Poussières	150 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³
Monoxyde de carbone	300 mg/Nm ³	1200 mg/Nm ³
Composés Organiques Volatils Non Méthaniques	50 mg/Nm ³	50 mg/Nm ³

2.2.2 Les sources diffuses

Les polluants retenus pour les émissions des sources diffuses atmosphériques seront identiques à ceux retenus pour les sources canalisées. Cette hypothèse permet une cohérence dans les polluants étudiés. Elle correspond à la réalité de l'exposition des habitants alentour, respirant l'air où se trouvent mélangées toutes les émissions atmosphériques du site, quelles que soient leurs sources d'émission. De plus, les polluants rejetés sont assez comparables d'une source à l'autre à l'exception notable des poussières dont la composition est principalement minérale lorsqu'elles proviennent des travaux de terrassement et principalement organique lorsqu'elles résultent de la combustion d'hydrocarbures.

2.2.2.1 Les fuites de couverture et du réseau de biogaz

Le taux de captage des gaz dépend de nombreux facteurs propres à chaque installation. Il est aussi variable dans le temps. La gestion des alvéoles en cours de remplissage, la pose et la protection des canalisations de captage, les conditions météorologiques, le fonctionnement des installations utilisant ou traitant les gaz captés, les performances d'étanchéité de la couverture des alvéoles, sont autant de facteurs ayant une influence déterminante sur le taux de captage du biogaz. Ce taux de captage doit être estimé sur toute la période de production qui commence avant la pose du réseau et peut continuer après l'arrêt définitif des torchères.

Il existe de nombreux modèles élaborés pour estimer la production de biogaz ou de méthane issue de la dégradation des déchets enfouis en centre de stockage [13]. On trouve, dans l'annexe 2 du guide méthodologique de l'ADEME pour estimer les émissions de CH₄, CO₂, NO_x et SO_x liées aux ISDMA dans le cadre du registre européen des émissions de polluants (EPER), une comparaison des deux modèles les plus souvent employés en France [13]:

- Le modèle appelé "IPCC" : basé sur un code de calcul conforme aux lignes directrices du GIEC²⁹ et qui s'appuie sur la méthode Tier 2 des "Good Practices Guidance"³⁰. Ce code de calcul d'ordre 1 est utilisé jusqu'à présent par l'ADEME et le CITEPA pour estimer les émissions de CH₄ issues des centres de stockage.
- Le modèle SWANA, pris comme référence par l'EPA³¹

Le pétitionnaire pourra choisir **un de ces deux modèles ou un modèle interne validé et justifié**. Après avoir justifié le choix d'un modèle, le pétitionnaire utilisera les résultats de production de biogaz prévus pour dimensionner les équipements de destruction ou de valorisation du biogaz. Il appliquera un taux de fuite correspondant au complément à 1 du taux de captage choisi et justifié pour

²⁹ GIEC : Groupe Intergouvernemental sur l'évolution du climat.

³⁰ GPG : Good practice Guidance and Uncertainty Management in Greenhouse Gas Inventories.

³¹ EPA : Environmental Protection Agency, USA

l'installation puis, à chaque polluant du Tableau 1 appliquera la concentration dans le biogaz selon le **code de calcul suivant** :

$$\mathbf{FMD_x = PB * TF * C_x}$$

Avec :

FMD_x = Flux Massique horaire Diffus du polluant " x " (mg/h)

PB = Production moyenne horaire de biogaz dans l'ISDMA (m³/h)³²

TF = Taux de fuite du biogaz dans l'installation (%)

C_x = Concentration moyenne du polluant " x " dans le biogaz (mg/m³)

Données à utiliser pour les installations nouvelles (cf. arrêté modifié du 9 septembre 1997)

La quantité de biogaz produite annuellement doit venir du chapitre décrivant les caractéristiques de l'ISDMA. Le taux de captage et les concentrations de polluants dans le biogaz peuvent être issus des données de l'exploitant. A défaut d'informations spécifiques, un taux de 80 % en moyenne sur la durée de vie de l'installation sera utilisé à l'image des recommandations de l'ADEME [13], les concentrations de polluants dans le biogaz retenus pour l'évaluation des risques sanitaires seront celles du Tableau 2 ou tout autre jeu de données valable pour l'installation.

Données à utiliser pour les extensions d'installations existantes (cf. arrêté modifié du 9 septembre 1997)

Un taux de captage théorique ou basé sur les performances du réseau existant peut être utilisé pour dimensionner les torchères destinées à l'extension. Le même taux de captage doit être utilisé dans l'évaluation quantitative des risques pour la santé. Attention, le taux de captage de biogaz utilisé ne doit pas être choisi comme " théoriquement " au mieux des capacités techniques de l'installation mais il doit être justifié sur la base d'études et de données de l'exploitant. A défaut d'informations spécifiques un taux de 80 % en moyenne sur la durée de vie de l'installation sera utilisé.

2.2.2.2 La manutention des déchets

Les opérations de déversement de déchets, au quai de rupture ou sur la plate-forme d'accueil puis au niveau des alvéoles, génèrent des émissions atmosphériques de poussières et de gaz composés d'agents dangereux comme certains COV ou des bactéries et des microchampignons [14], [9 (cf. 2.5).

2.2.2.2.1 Emissions de poussières

Lors d'une étude expérimentale récente [15], les auteurs ont montré que les opérations de déversement d'ordures ménagères (OM) " fraîches " produisent des émissions de poussières totales

³² PB est parfois exprimé en moyenne annuelle, dans ce cas il faudra appliquer un facteur de conversion = 1,14155 10⁻⁴ an/h

comprises entre 0,0006 % à 0,01 % du poids d'ordures déversées³³. Le facteur déterminant ces variations est l'emballage des ordures : plus l'emballage est hermétiquement fermé (condition anaérobie) plus le taux d'émission de poussières est faible. Le taux d'humidité des ordures fait aussi varier les émissions. Toutefois, dans l'expérimentation [15], il est resté constant. A défaut d'informations plus spécifiques de l'installation, ce taux d'émission pourra être utilisé pour estimer les émissions de poussières générées par les déversements de déchets. Une fois la masse de poussières émises calculée par ce principe, elle **sera rapportée au temps que dure le déchargement des OM afin d'obtenir un flux massique horaire.**

2.2.2.2.2 Emission de COV

Il existe peu d'informations sur les débits d'émission de composés organiques volatils à partir des opérations de déversement d'OM. Dans les études actuellement disponibles, ce sont les concentrations atmosphériques au poste de travail (ripeur pendant la collecte, personnel dans les centres de tri, ambiance sur site ISDMA) qui sont renseignées.

Il n'y a donc **pas encore moyen d'estimer les flux massiques horaires d'émission de COV pendant les opérations de déversement d'OM.** Cet aspect devra être actualisé en fonction de l'évolution des connaissances.

2.2.2.3 Les travaux d'aménagement

Les travaux d'aménagement concernent tous les terrassements servant à : définir des voies de circulation à l'intérieur du site, former des casiers et des alvéoles, installer des équipements de traitement, de captage et de lagunage, implanter des bâtiments, édifier des merlons de protection. Ils provoquent des émissions de poussières atmosphériques. Les gaz d'échappement issus des moteurs d'engins de terrassement sont traités au chapitre suivant. Les émissions de poussières dues au brassage des terres en place ou rapportées sont difficilement quantifiables. A la date de rédaction de ce guide, il n'a **pas été trouvé de références scientifiques ou techniques exposant une méthode fiable permettant de quantifier les flux de poussières émis en fonction du volume ou de la masse de terre déplacée.** Cet aspect devra être actualisé au fur et à mesure de l'avancement des connaissances. Les travaux d'aménagement font également intervenir le roulage des engins ; ce cas est traité au § 2.2.2.5.

2.2.2.4 Les gaz d'échappement produits lors des déplacements

Selon l'Observatoire des pratiques des évaluations des risques sanitaires dans les études d'impact et conformément à l'article 3 du décret du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663

³³ Soit : 6 à 100 g de poussières totales émises par tonne de déchets déversés. Il s'agit de poussières totales et non de PM10
ASTEE Guide pour l'ERS d'une ISDMA, février 2005

du 19 juillet 1976 relative aux Installations Classées, la route empruntée par les camions desservant une IC peut être considérée comme connexe et l'étude d'impact peut prendre en compte les problèmes liés aux camions pour les habitants voisins de cette route, en termes de sécurité, tranquillité et nuisances. Plusieurs décisions de juges administratifs confirment la possibilité pour un préfet de refuser une autorisation d'installation classée, au motif que la voie de desserte existante est insuffisante pour absorber sans danger le trafic supplémentaire créé par l'installation. Au contraire, si les camions de l'industriel débouchent sur une voie qui est prévue pour supporter le trafic et qui n'est pas saturée, il ne reviendra pas à celui-ci de mesurer l'impact sanitaire de son fret, la route ayant dû elle-même, au préalable, faire l'objet d'une étude d'impact sur le trafic prévisionnel [16]. Le pétitionnaire **devra donc s'assurer que la voie de desserte de l'ISDMA est suffisante pour supporter le trafic supplémentaire induit par les activités de stockage.**

Lorsque les études sont faites sur les infrastructures connexes, le maître d'ouvrage se référera à la méthode des évaluations des risques sanitaires pour les infrastructures routières [17].

Le chapitre ici développé traite donc uniquement des gaz d'échappement des **véhicules et engins utilisés régulièrement sur le site**. Ils appartiennent à trois catégories :

- 1 - les poids lourds transportant les déchets depuis le quai de rupture ou la plate-forme de déchargement jusque dans les alvéoles ;
- 2 - les engins de manutention et de terrassement servant à construire les voiries, les alvéoles, les merlons, le drainage des eaux météoriques et de ruissellement et les engins de compactage des déchets sur le massif ;
- 3 - les autres engins industriels à moteur diesel (par exemple : les convoyeurs, les générateurs, les pompes, les élévateurs, les foreuses et autres).

2.2.2.4.1 Les véhicules à moteur diesel > 3,5 t

Les facteurs d'émission concernant les véhicules > 3,5 t circulant sur le site seront issus de la méthode COPERT III [18]. Cette méthode est élaborée par l'Agence Européenne de l'Environnement. Elle est fondée sur un consensus d'experts européens régulièrement révisé et actualisé en fonction de l'évolution des normes communautaires concernant les carburants et les limites d'émission des véhicules en Europe. Pour ces raisons, elle est préférable à d'autres méthodes d'estimation des émissions sauf justification expresse par le pétitionnaire.

Dans le document de référence actuellement en vigueur [18], les tableaux numéro 5.19 et 5.20 donnent des facteurs d'émission en gramme par kilomètre parcouru pour le CO, les NOx, les COVNM et les poussières en fonction de la vitesse moyenne des véhicules. Le pétitionnaire **devra donc estimer le nombre de véhicules diesel > 3,5 t évoluant sur le site, le nombre de kilomètres annuels et la vitesse moyenne des camions circulant sur le site pour chaque catégorie de**

poinds lourds³⁴. Appliquant à ces estimations les facteurs d'émission de COPERT III (Tableau 11), on obtient des flux massiques d'émission pour le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote³⁵ (NOx), les composés organiques volatils (COV) et les poussières. Il n'y a pas de facteur d'émission pour les acides chlorhydrique et fluorhydrique et le sulfure d'hydrogène. Les émissions de SO₂ et de certains métaux³⁶ sont quant à elles calculées en multipliant la consommation de carburant modélisée par le flux massique de chaque substance exprimé en kg par kg de fioul consommé. Les explications concernant les HAP, les métaux et les COVNM individualisés figurent en page suivante.

Tableau 11: Facteurs d'émission des polluants majeurs pour les véhicules diesel > 3,5t.

Composé	Classe	Vitesse (km/h)	Flux massique (g/km)*
CO	toutes	0-100	= 37,28 V ^{-0,6945}
NOx	< 7,5t	de 0 à 46,7	= 60,305 V ^{-0,7708}
		de 46,7 à 100	= 0,0014 V ² - 0,1737 V + 7,5506
	de 7,5t à 16t	de 0 à 58,8	= 92,584 V ^{-0,7393}
		de 58,8 à 100	= 0,0006 V ² - 0,0941 V + 7,7785
	de 16t à 32t	de 0 à 100	= 108,36 V ^{-0,6061}
> 32t	de 0 à 100	= 132,88 V ^{-0,5581}	
COVNM	toutes	de 0 à 100	= 40,12 V ^{-0,8774}
Poussières diesel	< 7,5t	de 0 à 100	= 4,5563 V ^{-0,7070}
	de 7,5t à 16t	de 0 à 100	= 9,6037 V ^{-0,7259}
	de 16t à 32t	de 0 à 100	= 10,890 V ^{-0,7105}
	> 32t	de 0 à 100	= 11,028 V ^{-0,6960}
Consommation de carburant**	< 7,5t	de 0 à 47	= 1425,2 V ^{-0,7593}
		de 47 à 100	= 0,0082 V ² - 0,0430 V + 60,12
	de 7,5t à 16t	de 0 à 59	= 1068,4 V ^{-0,4905}
		de 59 à 100	= 0,0126 V ² - 0,6589 V + 141,18
	de 16t à 32t	de 0 à 59	= 1595,1 V ^{-0,4744}
		de 59 à 100	= 0,0382 V ² - 5,1630 V + 399,3
> 32t	de 0 à 58	= 1855,7 V ^{-0,4367}	
		de 58 à 100	= 0,0765 V ² - 11,414 V + 720,9

* le terme " V " représente la vitesse moyenne du véhicule en km/h.

** la consommation de carburant est utilisée pour calculer les émissions de certains métaux et SO₂ (cf. Tableau 14).

Par ailleurs, la méthode COPERT donne les flux d'émission en COVNM (Composés Organiques Volatils Non Méthaniques) individualisés en pourcentage du total des COVNM (tableau 5.36 a et b du

³⁴ Les facteurs d'émissions COPERT sont donnés (tableau 5.19) pour quatre classes de poids total en charge : < 7,5t ; de 7,5t à 16t ; de 16t à 32t ; > 32t. Des coefficients de réduction des émissions sont donnés (tableau 5.20) selon que la technologie de motorisation correspond aux normes Euro I, Euro II, Euro III, Euro IV ou Euro V.

³⁵ On considérera que les oxydes d'azote sont finalement inhalés sous forme de dioxyde d'azote (NO₂).

³⁶ plomb, cuivre, chrome, cadmium, nickel, sélénium et zinc

document de référence). Les flux massiques sont calculés au moyen de l'équation en utilisant les facteurs d'émission des COVNM issus du Tableau 11 et les proportions respectives de chaque COVNM données au Tableau 12 :

$$FM-COVNM_x = FM-COVNM_t * P_{x/t}$$

Avec :

FM-COVNM_x = Flux massique du COVNM " x " (en g/km)

FM-COVNM_t = Flux massique des COVNM totaux (en g/km)

P_{x/t} = proportion du COVNM " x " dans les émissions de COVNM totaux (sans unité).

Tableau 12: Proportion des COVNM individualisés dans les émissions des véhicules diesel > 3,5 t.

Composé	% du total des COV
1,2 dichloroéthane	nd
Acétone	2,94 %*
Benzène	0,07 %
Chlorure de vinyle	nd
Ethylbenzène	0,29 %*
Tétrachloroéthylène	nd
Toluène	0,01 %
Trichloroéthylène	nd

nd : non déterminé

* données pour les véhicules diesels légers (<3,5 t) en l'absence de données spécifiques pour les véhicules diesels > 3,5t.

Les émissions de HAP figurent respectivement dans le tableau 5.38 et 5.40 du document de référence de COPERT III [18]. Les facteurs d'émission des métaux en mg/kg de carburant consommé figurent dans le tableau 5.40 du même document. Nous rapportons dans le cTableau 13, les facteurs d'émissions pour les deux HAP connus dans les émissions des ISDMA. Le Tableau 14 présente la fraction du SO₂ et des 8 métaux connus dans les émissions des ISDMA par kg de carburant consommé.

cTableau 13 : Flux massiques des HAP pour les véhicules diesel >3,5 t.

Composé	Flux massique
Benzo[a]pyrène	0,9 µg/km
Naphtalène	56,66 µg/km

Tableau 14 : Flux massique des métaux et du SO₂ par kg de carburant consommé pour les véhicules diesel >3,5 t.

Composé	Flux massique
Arsenic	nd
Cadmium	10 µg/kg
Chrome	50 µg/kg
Manganèse	nd
Mercuré	nd
Nickel	70 µg/kg
Plomb	0,75 × k _{Pb} *
Zinc	1 000 µg/kg
SO ₂	2 × k _{SO2} **

nd : non déterminé

* k_{Pb} est la proportion de plomb contenue dans le carburant en kg/kg de carburant³⁷

** k_{SO2} est la proportion de soufre contenue dans le carburant en kg /kg de carburant

2.2.2.4.2 Les engins de terrassement et de compactage

Des engins mobiles, autres que les camions de transport, peuvent être utilisés sur un site d'ISDMA. Ils servent aux travaux de terrassement et d'aménagement des casiers et alvéoles ainsi qu'au régalaage et au compactage des déchets. Les consommations horaires de ces engins lourds peuvent conduire à des émissions significatives. Afin de connaître les données d'émission pour cette catégorie de source, le pétitionnaire **se référera aux données du constructeur**. En cas d'insuffisance de ces données, il pourra également consulter le rapport technique de l'US-EPA publié en 2001³⁸ [19] qui propose quelques facteurs d'émission en " g/hp-hr "³⁹.

2.2.2.4.3 Les engins en poste fixe

La gestion technique d'une installation de stockage de déchets ménagers peut nécessiter l'usage ponctuel ou régulier d'engins en poste fixe comme des convoyeurs (de déchets), des concasseurs ou broyeurs (pour certains matériaux), etc. Lorsqu'ils utilisent des moteurs diesel, ces engins peuvent être responsables d'émissions aériennes au même titre que les camions ou engins de chantier circulant sur le site.

Les seuls facteurs d'émission connus pour ces appareils sont donnés par l'US-EPA. Ils concernent tous les types de moteurs dont la puissance ne dépasse pas 600 chevaux. Les facteurs d'émission

³⁷ Pour les carburants français, cette information est notamment disponible dans le document de l'ADEME, Emissions de polluants et consommation liées à la circulation routière, Connaître pour agir, guides et cahiers techniques, 1998, pris, 112 p.

³⁸ La version finalisée de ce rapport n'était pas disponible au moment de la rédaction de ce guide

³⁹ Les " g/hp-hr " sont des grammes par chevaux (puissance mécanique du moteur) et par heure d'utilisation : " g/ch-h ". Ces facteurs d'émission représentent des valeurs normatives pour la fabrication des engins. L'utilisation des tels facteurs d'émission nécessite de connaître la puissance (exprimée en chevaux mécaniques) de chaque engin utilisé sur le site.

sont exprimés en fonction de la puissance du moteur (kg/kW-h). Ils sont rapportés dans le Tableau 15. **L'usage de ces facteurs d'émission, suppose de connaître la puissance (exprimée en kW) et le nombre d'heures d'utilisation quotidienne de chaque moteur participant au fonctionnement de l'ISDMA.**

Tableau 15 : Flux massiques de polluants atmosphériques pour les engins (< 600 ch) en poste fixe

Polluants	Facteurs d'émission pour les moteurs à essence		Facteurs d'émission pour les moteurs diesel	
	kg/kW-h	ng/J	kg/kW-h	ng/J
	NOx	$6,69.10^{-3}$	$7,01.10^{+2}$	$1,88.10^{-2}$
CO	$2,67.10^{-1}$	$2,70.10^{+4}$	$4,06.10^{-3}$	$4,09.10^{+2}$
SOx	$3,59.10^{-4}$	$3,61.10^{+1}$	$1,25.10^{-3}$	$1,25.10^{+2}$
PM-10 ^b	$4,38.10^{-4}$	$4,30.10^{+1}$	$1,34.10^{-3}$	$1,33.10^{+2}$
CO2 ^c	$6,57.10^{-1}$	$6,62.10^{+4}$	$6,99.10^{-1}$	$7,05.10^{+4}$
Aldéhydes	$2,95.10^{-4}$	$3,01.10^{+1}$	$2,82.10^{-4}$	$3,01.10^{+1}$
TOC*				
Echappement	$9,12.10^{-3}$	$9,03.10^{+2}$	$1,50.10^{-3}$	$1,51.10^{+2}$
Evaporation	$4,02.10^{-4}$	$3,87.10^{+1}$	$0,00.10^{+0}$	$0,00.10^{+0}$
Carter moteur	$2,95.10^{-3}$	$2,97.10^{+2}$	$2,68.10^{-5}$	$4,30.10^{+0}$
Remplissage réservoir	$6,57.10^{-4}$	$6,45.10^{+1}$	$0,00.10^{+0}$	$0,00.10^{+0}$
Somme TOC	$1,31.10^{-2}$	$1,30.10^{+3}$	$1,53.10^{-3}$	$1,55.10^{+2}$

* Total organic compound

Le document de l'US-EPA donne également des facteurs d'émission pour certains COVNM et HAP individualisés. Ils ne concernent que les moteurs diesel (de type classique sans filtre à particule ni catalyse). Ils sont exprimés en ng / J (joules) et convertis en mg / kW-h au moyen des facteurs de conversion de l'US-EPA [20]. Ils figurent dans le Tableau 16 ci-après.

Tableau 16: Flux massiques de COVNM et de HAP à l'échappement des moteurs diesel en poste fixe

Polluants	Facteur d'émission ^a (ng/J)	Facteur d'émission (mg/kW-h)	% du total de chaque famille
Benzène ^b	4,01.10 ⁻¹	1,44.10 ⁺⁰	14,84 %
Toluène ^b	1,76.10 ⁻¹	6,33.10 ⁻¹	6,51 %
Xylènes ^b	1,23.10 ⁻¹	4,41.10 ⁻¹	4,53 %
Propylène ^b	1,11.10 ⁺⁰	3,99.10 ⁺⁰	41,05 %
1,3-Butadiène ^{b,c}	1,68.10 ⁻²	6,05.10 ⁻²	0,62 %
Formaldéhyde ^b	5,07.10 ⁻¹	1,83.10 ⁺⁰	18,77 %
Acétaldéhyde ^b	3,30.10 ⁻¹	1,19.10 ⁺⁰	12,20 %
Acroléine ^b	3,98.10 ⁻²	1,43.10 ⁻¹	1,47 %
Total COV	2,70.10⁺⁰	9,73.10⁺⁰	100,00 %
Naphthalène ^b	3,65.10 ⁻²	1,31.10 ⁻¹	50,48 %
Acénaphthylène	2,18.10 ⁻³	7,83.10 ⁻³	3,01 %
Acénaphthène	6,11.10 ⁻⁴	2,20.10 ⁻³	0,85 %
Fluorène	1,26.10 ⁻²	4,52.10 ⁻²	17,38 %
Phénanthrène	1,26.10 ⁻²	4,55.10 ⁻²	17,50 %
Anthracène	8,04.10 ⁻⁴	2,89.10 ⁻³	1,11 %
Fluoranthène	3,27.10 ⁻³	1,18.10 ⁻²	4,53 %
Pyrène	2,06.10 ⁻³	7,40.10 ⁻³	2,85 %
Benzo(a)anthracène	7,22.10 ⁻⁴	2,60.10 ⁻³	1,00 %
Chrysène	1,52.10 ⁻⁴	5,46.10 ⁻⁴	0,21 %
Benzo(b)fluoranthène	4,26.10 ⁻⁵	1,53.10 ⁻⁴	0,06 %
Benzo(k)fluoranthène	6,67.10 ⁻⁵	2,40.10 ⁻⁴	0,09 %
Benzo(a)pyrène	8,08.10 ⁻⁵	2,91.10 ⁻⁴	0,11 %
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	1,61.10 ⁻⁴	5,80.10 ⁻⁴	0,22 %
Dibenz(a,h)anthracène	2,51.10 ⁻⁴	9,02.10 ⁻⁴	0,35 %
Benzo(g,h,l)pérylène	2,10.10 ⁻⁴	7,57.10 ⁻⁴	0,29 %
TOTAL HAP	7,22.10⁻²	2,60.10⁻¹	100,00 %

^a Basé sur les émissions de 2 moteurs diesel. Selon les facteurs de conversion donnés par l'US-EPA [20], pour convertir les J en kW-h, on multiplie par 2,7778 10⁻⁷ et pour convertir les ng en mg on multiplie par 10⁶.

^b Polluants atmosphériques dangereux listés dans l'US *Clean Air Act*.

^c Basé sur les données d'un seul moteur.

2.2.2.5 La circulation sur le site et les émissions de poussières du sol

L'existence sur le site de pistes en terre battue (non pavées et/ou non goudronnées) pour la circulation des camions et des engins de chantier, est une source potentielle d'émission de poussières. Ces émissions de poussières font fréquemment l'objet de plaintes du voisinage.

Les effets sanitaires des particules atmosphériques dépendent de leur diamètre aérodynamique (qui détermine la capacité de pénétration dans l'arbre broncho-pulmonaire) et de leur composition physico-chimique. Les études sont le plus souvent basées aujourd'hui sur une mesure des PM10⁴⁰ dépourvue de caractérisation chimique des particules. Néanmoins, d'autres études utilisent également aujourd'hui les PM2,5⁴¹ et les associations avec la mortalité ou d'autres indicateurs sanitaires comme les admissions hospitalières pour pathologies cardio-pulmonaires sont plus fortes avec cet indicateur de particules plus fines.

L'US-EPA propose un modèle de régression empirique (établi à partir de l'analyse statistique de résultats de mesures disponibles) donnant une masse de poussière émise en fonction de la distance parcourue sur les pistes [21]. Les variables d'entrée sont la teneur du sol en limons (fraction granulométrique de 20 à 200 µm) et le poids moyen des camions circulant. Selon l'étude de l'US-EPA, la vitesse de déplacement du camion ne change pas significativement le facteur d'émission. Par conséquent, le modèle ne tient pas compte de la vitesse des camions. Les tests de validation du modèle donnent un coefficient de corrélation $R^2 = 0,371$ (entre la valeur prédite et la valeur mesurée, $n = 115$). De plus, 72 % des valeurs prédites par le modèle sont comprises dans un facteur 3 autour des résultats de mesures. Le principal facteur de variation est la teneur en eau du sol. Cependant, cette variable n'est pas incluse dans le modèle de l'US-EPA. Il en résulte un biais systématique de sur-estimation du modèle si les sols sont très humides et de sous-estimation du modèle si le sol est très sec. Ce biais est d'ampleur numérique relativement mineure puisque le rapport valeur prédite / valeur mesurée est en moyenne de 0,69 lorsque l'humidité du sol est inférieure ou égale à 0,5 % et de 2 lorsque l'humidité du sol dépasse 5 % [21].

$$PM10 = (1,5 * (s/12)^{0,87}) * (W/3)^{0,45}$$

PM10 = quantité de PM10 émises par le roulement des camions sur les pistes (lb/mile)

" s " = teneur en limon du sol de la piste (%).

W = poids moyen des camions (tonne)

Facteurs de conversion donnés par l'US-EPA : 0,45 kg / lb et 0,62 mile / km.

Par exemple, un camion pesant 27,5 t (40 t à l'aller et 15 t au retour) et roulant sur une piste dont la teneur en limon est de 33 % émettra 9,39 lb de PM10 / mile parcouru ($9,39 = [1,5 * (33/12)^{0,87}] *$

⁴⁰ Particules atmosphériques de diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 µm.

⁴¹ Particules atmosphériques de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 µm.

$(27,5/3)^{0,45}$) soit environ 2,62 kg de PM10 / km (2,62 kg/km = 9,39 lb/mile * 0,45 kg/lb * 0,62 mile/km). Pour connaître les émissions totales de PM10 par jour (ou par heure), il faut multiplier le résultat exprimé en kg/km par le nombre de km parcourus par les camions et engins de chantier chaque jour (ou chaque heure) sur le site. **On obtient alors des kg/j ou des kg/h utilisables comme données d'entrées dans le modèle de dispersion atmosphérique utilisé ensuite pour les sources diffuses.**

2.2.2.6 Le traitement des lixiviats

Les dispositifs de traitement des lixiviats peuvent également constituer des sources d'émissions atmosphériques. Les caractéristiques des émissions sont susceptibles d'être largement liées aux techniques de traitement mises en œuvre. Plusieurs procédés existent en fonction du volume et de la composition des lixiviats. On distingue les traitements biologiques et les traitements physico-chimiques (inspirés de ceux pratiqués en station d'épuration urbaine) et les procédés de concentration.

- les traitements biologiques permettent de réduire la fraction biodégradable de la pollution carbonée, l'ammoniaque par nitrification, et une fraction des métaux par absorption sur la biomasse*. Les techniques s'apparentent à celles qui sont utilisées pour les eaux usées : lagunage naturel, lagunage aéré, boues activées, lits bactériens et biofiltres.
- les traitements physico-chimiques constituent généralement un complément indispensable aux traitements biologiques en éliminant la pollution carbonée résiduelle non biodégradable (DCO "dure"), en piégeant les métaux et en retenant les sels dissous. Les principaux traitements physico-chimiques sont l'oxydation par l'ozone, l'osmose inverse ; toutefois, la précipitation, la coagulation-floculation et l'adsorption restent des techniques employées.
- Les procédés de concentration : évaporation, évaporation forcée, évapo-incinération (en utilisant le biogaz,...)...

Les sources d'émissions peuvent donc être :

- les bassins d'aération en particulier pour les procédés de traitement biologique par lagunage aéré,
- les dispositifs d'évaporation,
- éventuellement les cuves de réaction ou bassins dans les dispositifs physico-chimiques.

Dans les procédés mettant en œuvre un bassin d'aération, les émissions peuvent être constituées de gouttelettes de lixiviat mises en suspension du fait de l'aération ou de composés chimiques tels que l'ammoniac par exemple, l'azote ammoniacal des lixiviats subissant un stripping lors de l'aération.

Les dispositifs d'évaporation des lixiviats (évaporation naturelle ou pratiquée par injection en torchère lors de la combustion du biogaz) peuvent également être sources d'émissions spécifiques.

Pour les dispositifs d'évaporation "enthalpique" (pulvérisation sur une surface d'échange), **les facteurs d'émissions pourront être recherchés auprès des constructeurs**. Les résultats des campagnes réalisées sur ces types de dispositifs semblent faire apparaître des traces de certains COV, mercure et ammoniac, la présence de ce dernier composé étant sensiblement plus basse si l'évaporation est précédée d'une étape d'aération (cf. ci-dessus).

Lors de la mise en œuvre d'une évaporation par injection des lixiviats en torchère, les émissions interviennent au niveau de cette dernière (cf. 2.2.1.1). **Il convient donc, le cas échéant, de bien intégrer dans le choix des valeurs d'émission à la torchère, l'influence de l'injection de lixiviats**. Les analyses effectuées à ce jour tendent à faire apparaître certaines modifications dans les émissions, en particulier pour le CO et le CH₄.

Le plus souvent, le traitement des lixiviats est assuré dans une station d'épuration collective, urbaine ou industrielle après une vérification préalable que celle-ci est apte à les traiter sans nuire à la qualité des boues d'épuration.

2.3 LES EMISSIONS NON CONTROLEES VERS LES EAUX DE SURFACE ET LES EAUX SOUTERRAINES

L'exposition des populations via l'eau dépend des possibilités de transfert de lixiviats de l'ISDMA vers les eaux souterraines ou de surface et des usages humains effectifs, programmés ou potentiels de ces eaux. Pour évaluer la nécessité ou non de prendre en compte la voie eau dans l'évaluation des risques sanitaires, on se réfèrera au paragraphe 3.2.2 et à l' Annexe 2

Dans le cas où la future installation nécessiterait la prise en compte de la voie eau dans l'évaluation des risques sanitaires, on trouvera dans les chapitres suivants une description des méthodes permettant d'évaluer la quantité de lixiviats produits, de déterminer les substances d'intérêt pour la voie " Eau " et de calculer l'infiltration des polluants à travers les barrières passives et actives de confinement des lixiviats.

2.3.1 La production de lixiviats

La production de lixiviats par un massif de déchets ménagers ou assimilés est fonction de nombreux paramètres tels que le volume d'eau de pluie infiltrant le massif, l'efficacité des dispositifs destinés à éviter les apports d'eau de l'extérieur, la surface exploitée, la présence de couverture, la vitesse d'infiltration des eaux à travers les déchets, le pouvoir d'absorption ou de relargage des déchets et l'efficacité du système de drainage et d'évacuation des lixiviats.

L'évaluation des volumes de lixiviats produits peut notamment être obtenue en faisant un **bilan hydrique** du site, à l'aide d'une formule où sont entrés les paramètres relatifs aux conditions naturelles et à l'exploitation :

$$P + E_D + R_1 = I + E + E_{TR} + R_2$$

où :

- P est le volume des précipitations,
- E_D est le volume d'eau apporté par les déchets,
- R_1 est le volume d'eau apporté par ruissellement,
- I est le volume de lixiviats infiltrés dans le sous-sol à travers le fond de l'ISDMA,
- E est le volume de lixiviats collectés,
- E_{TR} est le volume d'eau éliminé par évapotranspiration réelle,
- R_2 est le volume d'eau exporté de l'ISDMA par ruissellement.

Le volume d'eau apporté par les déchets " E_D " est très variable dans le temps et dépend de la nature des déchets. Par ailleurs, les ordures ménagères ont tendance à absorber l'eau qui pénètre dans

l'ISDMA. Leur capacité de rétention, déterminée en laboratoire, se situerait entre 0,4 et 0,7 kg/kg d'ordures ménagères brutes [23]. Le volume des eaux de ruissellement " R₁ " dépend du bassin versant concerné, des précipitations, de l'existence et de l'efficacité des dispositifs de dérivation de ces eaux hors du site.

Lors du remplissage d'une alvéole d'ISDMA (pendant 1 à 2 ans), la production des lixiviats due aux infiltrations des eaux de pluie est la plus importante. Une étude menée par CGEA Onyx, France Déchets, l'ADEME et l'EPA a permis d'établir que cette production est d'environ 20 % à 30 % de la pluviométrie " P " en phase de remplissage de l'alvéole (Tableau 17). Lors de la deuxième phase, d'une durée moyenne d'environ dix ans, les alvéoles peuvent présenter une couverture intermédiaire ou imperméable. Dans le cas des alvéoles couvertes, la production de lixiviats est de l'ordre de 7 % de la pluviométrie. Enfin, au-delà de dix ans, la couverture définitive réduit les infiltrations d'eau et la production de lixiviats n'est plus que de 0,2 % de la pluviométrie.

Une étude réalisée par les Agences de l'Eau met en évidence une corrélation statistique significative entre les volumes mensuels moyens de lixiviats produits et les superficies des zones contribuant aux lixiviats. Cette corrélation justifie le calcul des volumes de lixiviats par unité de surface. L'étude montre que sur 8 sites de classe II, dont les fonds de casiers sont correctement étanchés, la quantité moyenne de lixiviats collectée est de 177 m³/ha.mois avec un écart type de 122 m³/ha.mois. Cette valeur moyenne serait de 266 m³/ha.mois pour les alvéoles entièrement exposées aux précipitations (non couvertes) [23].

Les bilans hydriques prévisionnels intègrent le phasage de l'exploitation, permettant ainsi de prévoir l'utilisation de la superficie et la surface optimale de chaque alvéole. On peut ainsi calculer les débits moyens et les débits de pointe pendant toute la durée de l'exploitation, mais également tout au long de la période de post-exploitation.

Tableau 17: Production de lixiviats d'une ISDMA en fonction de la pluviométrie [43]

Âge de l'alvéole	0 à 2 ans	2 à 10 ans	> 10 ans
Etat d'exploitation	Remplissage	Post remplissage (avec, sans et couverture intermédiaire)	Fin d'exploitation (avec couverture finale)
Production de lixiviats en % de la pluviométrie	20 % - 30 %	7 %	0,2 %

Concernant le calcul des bilans hydriques spécifiques aux ISDMA, le pétitionnaire pourra se référer aux documents indiqués en Annexe 2-B.

2.3.2 La composition des lixiviats

Les études disponibles montrent que la composition des lixiviats varie très sensiblement d'une ISDMA à l'autre [24, 25, 26]. Elle est essentiellement déterminée par la nature et l'âge des déchets stockés, le niveau de confinement du massif et les modalités d'exploitation et de post exploitation. Plusieurs études françaises donnent des résultats d'analyse de lixiviats bruts. Ils sont présentés dans le Tableau 18 à titre indicatif.

Dans le **cas des nouvelles installations** les valeurs figurant au Tableau 18 sont recommandées pour les paramètres retenus dans l'évaluation des risques sanitaires. Le pétitionnaire pourra également reprendre les valeurs utilisées pour le dimensionnement des dispositifs de traitement des lixiviats.

Dans le cas d'une extension d'installation, Le pétitionnaire pourra utiliser ses propres données sur la composition des lixiviats. Généralement toutes les substances présentées dans le Tableau 18 ne sont pas recherchées systématiquement lors de l'autocontrôle. Lorsqu'il manque des résultats pour l'une des substances retenue dans l'évaluation des risques sanitaires, le pétitionnaire pourra utiliser les valeurs moyennes du Tableau 18 ou les valeurs utilisées pour le dimensionnement des dispositifs de traitement des lixiviats et qui correspondent vraisemblablement aux caractéristiques maximales attendues pour les lixiviats.

Tableau 18 : Composition des lixiviats en polluants connus

Substance	Concentrations dans les lixiviats bruts (µg/l)			
	InVS 2003*	Agence de l'eau 1995	ENSP 2002	POLDEN + RSD 2003
1,1-dichloroéthylène			110,0	
1,1,1-trichloroéthane				1905,0
1,2-dichloroéthane			1030,0	6,0
Ammoniac	465000,0			
Arsenic	10,0	800000,0	133,0	130,0
Benzène		11000,0	1630,0	815,0
Benzoapyrène	0,004			
Cadmium	3,0	8500,0	400,0	5,0
Chlorure de vinyle		230,0	5570,0	
Chrome total	5,5	9000,0	100,0	280,0
Cuivre	28,0	5000,0		65,0
Dichlorométhane		483,0		414,0
Manganèse	394,0	750000,0	1500000,0	
Mercuré	1,0	6,0	160,0	
Nickel	121,0	40000,0	13000,0	170,0
Plomb	24,0	2500,0	5000,0	87,0
Tétrachloroéthylène		30,0	700,0	125,0
Toluène		360,0	18000,0	6150,0
Trichloroéthylène		19,0	400,0	375,0
Zinc	189,0	500000,0	1000000,0	9000,0
Amétryne	0,12			0,12
AMPA	4,05			4,05
Atrazine	0,16			0,16
Bentazon	2,02			2,02
Chloridazon	1,6			1,6
Chlorprophame	26			26
Dichlobénile	0,2			0,2
Endrin			50	
Fenpropimorphe	0,1			0,1
Glyphosate	14,4			14,4
Hexazinone	1,3			1,3
Hydroxyatrazine	1,2			1,2
Hydroxysimazine	1,15			1,15
Isoproturon	1,2			1,2
Lindane	0,49		0,023	0,49
Mécoprop	75,19			75,19
MCPA	4,65			4,65
Propoxuron	2,6			2,6
Simazine	2,3			2,3
Tridimefon	2,1			2,1
4-CPP	17			17
2,4-D	3			3
2,4,5-T	1			1
2,4-DP	2,75			2,75
2,6-DCPP	1			1

InVS 2003 = moyenne des données fournies par les exploitants français en 2002 (n = 75 à 180)

Agence de l'eau 1995 = valeur médiane dans la fourchette des valeurs issues de la littérature en 1995 (tableau 4 et 6)

ENSP 2002 = Valeur max "corrigée" issues d'une revue de littérature sur les ISDMA (21 études recensées)

Polden + RSD 2003 = Valeur médiane dans la fourchette des valeurs issues de la littérature en 2003 (1 à 15 études)

* les valeurs de concentrations en pesticides dans les lixiviats recensées dans le document InVS 2003 sont celles de Polden + RSD 2003

2.3.3 Les performances du système de collecte des lixiviats

2.3.3.1 Le système de collecte de lixiviats

Le confinement des lixiviats est assuré par l'étanchéité du site. La structure multicouches sous jacente est constituée d'une barrière dite passive et d'une barrière dite active :

- la barrière passive est destinée à garantir l'étanchéité des casiers en cas de défaillance de la barrière de sécurité active sous laquelle elle se trouve. Pour les installations de classe II, elle est au minimum constituée de bas en haut par 5 mètres de matériau présentant une perméabilité inférieure à 10^{-6} m/s, et 1 mètre de matériau présentant une perméabilité inférieure à 10^{-9} m/s. Pour cela, il faut parfois remanier les sols par compactage avec apport de matériaux externes.
- la barrière active, constituée d'une géomembrane, ou tout dispositif équivalent, et d'une couche de drainage, assure l'étanchéité du casier* et son indépendance hydraulique ; elle permet d'éviter la sollicitation de la barrière de sécurité passive. Au-delà de sa fonction d'étanchéité, la barrière active assure le drainage et la collecte des lixiviats en vue de leur traitement ; aussi, pour éviter la stagnation des eaux, un ensemble drainant de 50 cm d'épaisseur d'une perméabilité de 10^{-4} m/s, constitué de granulats siliceux à l'intérieur desquels est disposé un réseau de drains, est mis en place sur la géomembrane.

La collecte des lixiviats recueillis par un réseau de drains est assurée soit par un écoulement gravitaire dans un ou plusieurs collecteurs, soit par pompage à travers un regard dans une fosse d'accumulation placée au point bas du casier.

Le stockage des lixiviats peut alors se faire en bassin ou en cuve. Leur traitement sur le site du centre de stockage fait appel à de nombreux procédés qui dépendent du volume et de la composition des lixiviats. On distingue les traitements biologiques et les traitements physico-chimiques (inspirés de ceux pratiqués en station d'épuration urbaine) et les procédés de concentration.

2.3.3.2 Origine des infiltrations potentielles

De nombreuses études scientifiques ont été menées avec l'objectif de caractériser la performance des systèmes de collecte des lixiviats mis en place en fond d'installation (Annexe 2 B ②). Elles mettent en évidence trois types de problèmes pouvant être rencontrés :

- ❑ Les membranes mises en place peuvent présenter certains "défauts" : des perforations, des déchirures, etc. Ces défauts peuvent être apparus : soit au moment de la mise en place des

membranes en fond de cellules d'enfouissement ; soit au moment de l'enfouissement de la première couche des déchets;

- ❑ Les membranes, soumises à certaines conditions physico-chimiques particulières, subissent une altération progressive. L'efficacité de ces membranes sur le moyen et le long terme reste à ce jour difficile à prédire par manque de retour d'expériences ;
- ❑ Les systèmes de drainage font l'objet d'un colmatage progressif, pouvant impliquer à terme l'impossibilité de contrôle des flux de lixiviats en fond de cellule d'enfouissement.

Ces trois types de problèmes constituent autant de facteurs pouvant être à l'origine **d'infiltrations non contrôlées de lixiviats** en fond de cellule d'enfouissement. Cependant, avec une barrière passive, **de telles infiltrations restent limitées** (du fait de la faible perméabilité du milieu). La limitation de la charge polluante par une barrière passive argileuse peut être importante et implique à la fois une réduction des flux (selon la nature des horizons argileux, l'homogénéité, la présence ou non de fissuration, la perméabilité) et une réduction des concentrations en polluants (atténuation de la charge polluante par retardement et/ou dégradation). L'infiltration à travers une membrane endommagée située en contact direct avec une couche de matériaux argileux est de plusieurs ordres de grandeur plus faible que si cette même membrane était située au-dessus d'un niveau perméable (tout en dépendant de la qualité du contact entre la membrane et le niveau perméable) [27, 28].

2.3.4 Quantification des infiltrations

Pour la quantification des infiltrations, il conviendra éventuellement de **consulter les documents recommandés par le BRGM** et présentant les méthodes de calcul de l'infiltration à travers les barrières actives et passives de confinement des lixiviats de déchets au droit d'une installation de stockage. Ces documents figurent à l'Annexe 2-B.

2.4 LES NUISANCES

Les nuisances varient avec le type d'installation mais concernent généralement les questions d'odeurs, de bruits liés notamment au broyage des déchets et au trafic des camions. Ces derniers sont également redoutés pour la pollution et les accidents qu'ils pourraient faire augmenter. Les riverains citent aussi le désagrément des envols de déchets, des poussières, ainsi que la présence d'animaux "nuisibles", rongeurs, oiseaux et leurs prédateurs qui menacent, directement ou par les maladies qu'ils peuvent disséminer, les animaux domestiques. Les riverains estiment souvent que ces différentes nuisances ne sont pas suffisamment prises en compte par les opérateurs, voire que leurs impacts sur leur vie quotidienne sont niés.

Evaluer les impacts sanitaires engendrés par ces nuisances comporte des difficultés méthodologiques qui ne sont pas encore toutes résolues. S'ils sont difficilement prévisibles, il n'est pas non plus acceptable de nier ou d'éviter les questions d'ordre sanitaire qui s'y rapportent. Aussi, les chapitres suivants tentent de faire la part entre ce qui est évaluable, en fonction du niveau de connaissances actuelles, et ce qui reste difficile à prendre en compte à un niveau collectif.

2.4.1 Le bruit

L'opérateur doit prendre en compte la contribution et l'émergence de l'ensemble des sources du site. Celle-ci ne peut être supérieure aux valeurs admissibles selon les modalités déterminées par l'arrêté du 23 janvier 1997. Cependant le respect de la réglementation, comme pour les autres agents dangereux, n'est pas garant de l'innocuité en terme d'impact sanitaire.

La position du groupe technique de l'observatoire des pratiques de l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact par rapport à la nécessité de l'évaluation de l'impact sanitaire du bruit est la suivante :

- « toutes les activités ou installations soumises à autorisation et à étude d'impact (qu'elles dépendent de la loi du 10 juillet 1976 ou de celle du 19 juillet 1976) ont les mêmes obligations en ce qui concerne l'analyse des effets des projets sur la santé ; l'analyse des effets du bruit ne peut donc être limitée aux projets de transports ;
- la bibliographie scientifique disponible éclaire d'ores et déjà les effets du bruit sur le sommeil ; ces avancées des connaissances sont jugées suffisantes pour considérer que cet agent physique ne conduit pas uniquement à des « gênes » (dont la définition resterait d'ailleurs à

donner), mais bien à des effets sur la santé ; ce qui conduit les instances européennes à les prendre en compte dans la révision des textes sur les bruits des infrastructures de transport ;

- même si la méthode comporte des limites scientifiques, le bruit, agent physique, devrait donc être considéré comme tout autre agent dans le cadre d'une étude d'impact ; ses effets sur la santé des populations avoisinantes, doivent donc être étudiés sur la base des connaissances disponibles. »

En pratique, **l'évaluation de l'impact sanitaire est difficile du fait de l'absence de relations doses/réponses.** Cependant, **la qualification du risque (présent ou absent) peut se faire** en s'appuyant sur les valeurs guides OMS qui sont des limites du niveau sonore pour chaque individu en fonction des lieux de vie, en deçà desquelles il n'est pas décrit d'effets critiques sur la santé. En termes sanitaires, ce sont ces valeurs qu'il faut veiller à ne pas dépasser.

Tableau 19 : Valeur guide de l'OMS pour le bruit à ne pas dépasser

Environnement	Effets critiques sur la santé	La _{eq}	La _{max}
Zone résidentielle, en extérieur	Gêne sérieuse, le jour et en soirée	55	
	Gêne moyenne, le jour et en soirée	50	
Intérieur d'une habitation	Intelligibilité du discours	35	
Chambre à coucher, intérieur	Troubles du sommeil, la nuit	30	45
Chambre à coucher, extérieur	Troubles du sommeil, fenêtre ouverte	45	60
Salle de classe, à l'intérieur	Intelligibilité du discours	35	
Chambre dans une garderie	Trouble du sommeil	30	
Ecole, terrain de jeux extérieur	Gêne	55	

D'après « WHO guidelines for community noise » (OMS, 2000)

Le dossier doit donc décrire les activités bruyantes de jour et de nuit, leur niveau en La_{eq} et en La_{Max} (en précisant dans ce cas le nombre d'occurrences). Des modèles de dispersion à partir de la source permettent d'évaluer le niveau d'exposition des populations ou des lieux sensibles (écoles) les plus proches imputables à l'entreprise, en prenant en compte la protection liée au bâti de 25 dB(A).

L'état initial en terme d'ambiance bruyante préexistante doit également être décrit.

Ces niveaux d'exposition seront comparés aux seuils recommandés par l'OMS. La nuit en particulier, l'effet critique à considérer est l'impact sur les troubles du sommeil à l'intérieur des chambres à coucher (La_{eq} 30dB(A) et La_{max} 45 dB(A) au maximum 10 fois par nuit).

2.4.2 Les odeurs

Les odeurs émises par les ISDMA sont une préoccupation majeure pour les riverains et figurent parmi les gênes notoires relevées par les habitants. Le déversement des déchets, les alvéoles en exploitation, les bassins de collecte des lixiviats et le biogaz non capté sont autant de sources potentielles de nuisances olfactives sur le site et à son voisinage. Ces nuisances olfactives ont une importance considérable dans la perception des risques sanitaires liés à la situation de se "sentir exposé", avec comme possibles répercussions des troubles identiques à ceux observés chez des personnes en situation de stress, à savoir des troubles psychiques (dépression, agressivité...) et somatiques (gorge sèche, immuno-dépression, nausées...).

En dehors des propriétés toxiques des substances odorantes, l'évaluation des risques sanitaires ne permet pas encore d'évaluer objectivement les effets des odeurs. Les troubles de nature psychique tels que la gêne, l'agressivité ou la dépression sont des effets difficiles à évaluer collectivement car ce sont des symptômes à causes multiples dans lesquelles rentrent pour une part variable des facteurs individuels. L'importance des fluctuations interindividuelles est telle que la recherche d'un " seuil d'effet universel " semble aujourd'hui illusoire.

Toutefois, **l'évaluation des risques sanitaires peut, sur le plan qualitatif, tenter de répondre à la question de savoir si des effets toxiques peuvent être provoqués par les odeurs chroniques détectées aux alentours des ISDMA.** Autrement dit, est-ce que les substances qui composent l'odeur voire même, celles qui l'accompagnent, peuvent être à l'origine d'effets toxiques chez l'homme ?

Une comparaison entre les seuils de détection olfactive et les valeurs toxicologiques de références (VTR) peut apporter des éléments de réponse. Cette comparaison ne peut concerner que les substances odorantes dont les relations dose-effet sont connues. Le premier représente une concentration atmosphérique à partir de laquelle la substance est détectée par l'épithélium olfactif humain⁴². La seconde représente la concentration atmosphérique à partir de laquelle un effet toxique est susceptible de survenir. Si le seuil de détection olfactive est supérieur à la VTR, les effets toxiques peuvent survenir avant que la présence de la substance ne soit détectée. Sinon, la présence de la substance est théoriquement détectée avant qu'elle ne puisse avoir des effets toxiques.

Toutefois, l'intensité olfactive n'est pas une fonction linéaire de la concentration atmosphérique du produit mais évolue selon une fonction logarithmique [29]. En d'autres termes, pour doubler l'intensité de l'odeur il faut multiplier par dix la concentration atmosphérique. La prudence est d'autant plus justifiée que de nombreux facteurs peuvent modifier la perception olfactive : notamment : l'état de vigilance (la somnolence peut multiplier par 100 le seuil de perception olfactive), l'accoutumance

élève considérablement le seuil de détection, les effets de masque (une odeur peut en cacher une autre), la température atmosphérique, les altérations dues à des pathologies (parosmie et hyposmie) [29]. Il n'y a donc **pas de liens systématiques entre la perception d'une odeur et un risque sanitaire** (une substance peut sentir et ne pas présenter de risque au seuil de perception olfactive ou présenter un risque sanitaire avant d'être perçue voire présenter un risque sanitaire lorsque l'on ne la sent plus).

En tout état de cause, le pétitionnaire doit indiquer au sein de l'étude d'impact les mesures prises justifiant que les risques liés aux odeurs auxquels sont soumises les populations sont maîtrisés. Le recouvrement régulier et fréquent des déchets, la limitation de la surface en exploitation, l'interdiction d'apports de résidus dont la décomposition est trop avancée font partie des mesures à mettre en œuvre.

2.4.3 Les produits masquants

Dans le cas où le pétitionnaire entend utiliser des produits chimiques pour masquer les odeurs désagréables, il précisera si possible la composition exacte des produits qu'il pense utiliser (composés chimiques individualisés, concentrations, quantités).. **Il inclura les substances connues ayant des effets toxiques dans l'évaluation des risques sanitaires.** Il devra pour cela connaître le débit du produit masquant utilisé et modéliser la dispersion de ces produits au même titre que les autres émissions diffuses comportant des substances aux effets toxiques. Il devra également décrire les modalités d'utilisation de ces produits (fréquence, quantités en fonction du type de météorologie du site par exemple).

2.4.4 Les envois de déchets

Selon l'article 32 de l'Arrêté du 31 décembre 2001 modifiant l'arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux décharges existantes et aux nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés, le mode de stockage doit permettre de limiter les envois de déchets et d'éviter leur dispersion sur les voies publiques et les zones environnantes. Toutefois, les envois de déchets légers, en particulier les emballages, peuvent survenir sous l'action du vent lors du transport des ordures ménagères si les camions ne possèdent pas de bâche et lors de leur déversement (au niveau du quai de rupture ou des alvéoles du fait de l'absence intermittente de couverture sur ces derniers pendant la période d'exploitation).

Comme les odeurs, l'envol de déchets à l'origine d'un environnement désagréable, influence la perception des risques sanitaires liés à la situation de se "sentir exposé" et peut avoir un impact sur

⁴² Le seuil olfactif correspond à la concentration à laquelle 50 % de la population pourra détecter cette odeur.
ASTEE Guide pour l'ERS d'une ISDMA, février 2005

l'état psychologique des personnes (agressivité, stress). En outre, il peut être à l'origine de contacts entre un individu et des polluants contenus dans le déchet envolé (micro-organismes, COV...). Ce cas s'applique en particulier aux enfants qui peuvent absorber des polluants par voie orale par l'intermédiaire des contacts main – bouche après avoir touché le déchet envolé. Le déchet envolé peut également attirer les insectes et autres animaux indésirables sur la voie publique ou aux abords des habitations (cf. § 2.4.5).

Le **risque sanitaire lié à l'envol des déchets est difficile à évaluer**. Toutefois, conformément aux articles 28 et 32 de l'arrêté du 9 septembre 1997, **le demandeur devra assurer la mise en place de moyens permettant d'éviter au maximum la dispersion des déchets autour du site (compactage rapide après la mise en décharge, recouvrements réguliers, filets anti-envols, bâchage des véhicules...)**.

2.4.5 Les animaux

Les déchets envolés ou déposés sans protection contiennent une partie organique pouvant servir de nourriture à des animaux et peuvent ainsi être à l'origine de la prolifération de rongeurs, d'insectes et d'oiseaux aux alentours de l'ISDMA. Les animaux peuvent être vecteurs d'agents pathogènes à l'origine de maladies humaines. Par ailleurs, ce sont des nuisances psychologiques puisqu'ils sont à l'origine de bruits (corbeaux...) et sont considérés comme répugnants (rongeurs, mouches...). **L'impact de l'ISDMA sur la prolifération des animaux est difficilement évaluable**, toutefois, **le pétitionnaire devra assurer la mise en place de moyens permettant d'empêcher cette prolifération** (compactage, limitation des surfaces, recouvrement régulier des déchets, campagnes de dératisation...), conformément à l'article 33 de l'arrêté du 9 septembre 1997.

2.5 LES MICRO-ORGANISMES

Bien que limités par l'interdiction de stocker sur les ISDMA des déchets d'activité de soins et assimilés à risque infectieux conformément à l'annexe II de l'arrêté du 9 septembre 1997, les micro-organismes sont présents dans les ordures ménagères, dans le biogaz (surtout des bactéries), au-dessus des alvéoles en cours d'exploitation (champignons, bactéries) et dans les lixiviats (bactéries) [9]. Seuls les virus ne sont généralement pas retrouvés dans les prélèvements atmosphériques autour des opérations de manutention d'ordures ménagères [14].

S'il est connu que les bactéries et les champignons agissent sur la santé humaine par des mécanismes infectieux, allergiques, inflammatoires ou irritatifs, en revanche, les VTR pour les classes de micro-organismes facilement analysables (gram -, gram +, champignons totaux...) sont éparses et quasi-inexistantes. En outre, la complexité et le coût des analyses de micro-organismes individualisés, le manque de connaissances sur la modélisation de la dispersion des

microorganismes, leurs capacités de survie en fonction des conditions météorologiques, l'absence de relation dose réponse pour l'inhalation et les effets non infectieux rendent difficile l'évaluation quantitative des risques liés aux micro-organismes. **En raison de l'état actuel des connaissances, l'évaluation des risques biologiques ne sera pas traitée quantitativement dans l'évaluation des risques sanitaires de l'étude d'impact.** Cette recommandation, obtenue par consensus d'experts, devra être modifiée aussitôt que l'évolution des connaissances et les méthodes de quantification des micro-organismes le permettront⁴³.

2.6 LES ELEMENTS RADIOACTIFS ARTIFICIELS

Selon l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié, " les déchets radioactifs, c'est à dire toute substance qui contient un ou plusieurs radionucléide dont l'activité ou la concentration ne peut être négligée du point de vue de la radioprotection " ne peuvent pas être admis dans les ISDMA. **Cet aspect est donc exclu de l'évaluation des risques sanitaires.** Toutefois, le pétitionnaire devra veiller au respect de la réglementation. Il devra pour cela effectuer un contrôle de la non-radioactivité des déchets lors de leur livraison, conformément à l'article 7 de l'arrêté du 9 septembre 1997. Les dispositions prévues à cet égard devront figurer dans l'étude d'impact.

⁴³ Un rapport faisant la synthèse des données existantes et des travaux en cours sur les microorganismes a été rédigé par l'INERIS en décembre 2003 : Delery, L. Données disponibles pour l'évaluation des risques liés aux bio-aérosols émis par les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés. Rapport final. INERIS. Verneuil en Halatte. Décembre 2003.

3 DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

3.1 PRESENTATION D'ENSEMBLE

3.1.1 Référence générale en ERS

La démarche d'évaluation des risques comporte quatre étapes :

- ① Identification des dangers,
- ② Définition des relations dose-réponse,
- ③ Evaluation de l'exposition humaine,
- ④ Caractérisation des risques et analyse des incertitudes.

La première et la troisième étape dépendent étroitement de la qualité des informations produites dans la partie descriptive de l'étude d'impact. Selon le décret du 21 septembre 1977 (modifié le 20 mars 2000) en dérogation au régime général des études d'impact, les études d'impact et de dangers doivent en effet présenter les informations (utiles à l'évaluation des risques sanitaires) suivantes:

- un inventaire des substances rejetées,
- la quantification de ces émissions en estimant les flux émis, soit par modélisation (installation nouvelle) soit à partir des mesures effectuées notamment dans le cadre de la surveillance des rejets (extension d'installation),
- les concentrations de toxiques indispensables à l'évaluation de l'exposition,
- la description de l'environnement et des populations potentiellement exposées [2].

En particulier, les concentrations de fond utilisées pour l'estimation des expositions seront trouvées dans la partie de l'étude d'impact présentant l'état initial du site.

3.1.2 Champ d'application

3.1.2.1 *Non prise en compte de l'exposition aiguë*

L'évaluation des risques sanitaires liée à la mise en place ou à l'extension d'ISDMA concerne l'exposition à long terme (exposition chronique) des riverains du site. Le cas des expositions aiguës n'est pas considéré car au cours d'une activité de stockage, seuls des dysfonctionnements peuvent

donner lieu à de telles expositions. Ces situations sont traitées dans la partie “ étude de dangers ” du dossier de demande d'autorisation.

3.1.2.1.2 Non prise en compte de l'exposition cutanée

L'absorption cutanée des polluants rejetés par l'installation est considérée comme négligeable devant l'absorption de ces mêmes polluants par inhalation. La surface cutanée exposée directement à l'air (mains + visage) représente environ 18 % de la surface corporelle, soit environ 0,35 m² pour un adulte de 70 kg [30]. Cette surface corporelle est environ deux cent fois plus petite que la superficie interne des poumons (90 m²) [31]. Il est donc probable que l'exposition par voie cutanée reste marginale par rapport à l'inhalation. Notons que le lavage des mains et du visage limite la durée de contact. Par ailleurs, la peau agit comme une barrière de protection vis à vis de l'extérieur alors que les poumons assurent les échanges gazeux en favorisant les passages intérieurs / extérieurs. En raison du manque actuel de connaissances concernant la voie cutanée (en particulier l'absence de VTR), l'absorption percutanée de substances contenues dans l'eau du robinet et l'absorption cutanée des gaz et particules en suspension dans l'air ne seront pas prises en compte.

3.1.2.1.3 Non prise en compte de l'ingestion de végétaux contaminés par la déposition particulaire

La prise en compte de la déposition particulaire n'a pas été jugée pertinente dans le cadre des ISDMA, entre autres, pour les raisons suivantes :

- absence d'habitations dans un périmètre de 200 m autour de la zone d'exploitation, selon l'article 9 de l'arrêté du 9 septembre 1997,
- émissions des véhicules sur une bande d'au maximum 300 m autour des infrastructures routières.

Les expositions par voie orale sont donc limitées à l'ingestion d'eau. L'ingestion de végétaux contaminés par la déposition particulaire ne sera pas prise en compte.

3.2 IDENTIFICATION DES DANGERS

3.2.1 Prise en compte des rejets atmosphériques

La voie « Air » sera prise en compte de manière systématique. Le pétitionnaire réalisera le bilan des rejets atmosphériques de son installation et quantifiera, lorsque cela est possible, les débits

d'émission. Il utilisera pour cela l'état des connaissances et les outils de calcul des flux présentés au chapitre 2.

Pour le compartiment « Air », rappelons que deux types de sources seront à considérer :

- les sources canalisées : torchères, chaudières, moteurs et turbines
- les sources diffuses : fuite de couverture et de réseau du biogaz, manutention des déchets, travaux d'aménagements, gaz d'échappement produits lors des déplacements, et traitement des lixiviats.

A l'issue de l'analyse des rejets atmosphériques et de leurs caractéristiques (cf. chapitre 2), le pétitionnaire réalisera un tableau récapitulatif permettant de synthétiser l'information sur les sources de dangers à prendre en compte pour la voie « Air » dans l'évaluation des risques sanitaires. Ce tableau devra permettre une vision rapide des différents flux d'émission à considérer et à additionner pour le calcul ultérieur des concentrations d'exposition.

Le Tableau 20 est un exemple du type de tableau qui pourra être rempli.

Tableau 20 : Bilan des sources de dangers et flux vers le compartiment « Air »

Source	Flux Torchère (µg/h)	Flux Chaudière (µg/h)	Flux Moteurs (µg/h)	Flux Turbines (µg/h)	Flux traitement de lixiviats (µg/h)	Flux Véhicules diesel (µg/h)	Flux Engins de terrassement (µg/h)	Flux Engins en poste fixe (µg/h)	Flux Poussières du sol (µg/h)
1,2 dichloroéthane									
Benzène									
H ₂ S									
Etc.									
...									

3.2.2 Prise en compte des émissions hydriques non contrôlées

Le principe de proportionnalité implique que l'évaluation des risques soit adaptée aux enjeux de la situation locale. La prise en compte d'éventuels transferts de polluants via les eaux de surface ou souterraines **n'est donc pas systématique**.

Les dispositions réglementaires applicables aux nouvelles ISDMA visent à empêcher tout transfert de lixiviats vers les eaux souterraines et de surface. Différents guides techniques sur les barrières et les couvertures d'installations de stockage de déchets viennent compléter ces dispositions réglementaires (cf. Annexe 2-B). Pour autant, les risques sanitaires via les eaux ne peuvent être écartés a priori, leur inexistence devant être démontrée au cas par cas.

3.2.2.1 Approche retenue pour la prise en compte de la voie eau dans l'évaluation des risques sanitaires

Le présent guide, propose une grille d'orientation permettant de déterminer à partir des éléments du contexte de chaque installation si le transfert de polluants via les eaux est une voie d'exposition pertinente pour l'installation étudiée. Ce choix **sera argumenté au cas par cas et restera sous l'entière responsabilité du pétitionnaire**. En d'autres termes, la grille proposée ici n'est pas opposable, elle a pour vocation d'aider le pétitionnaire à construire son argumentaire vis à vis de la prise en compte de la voie eau dans l'évaluation des risques sanitaires de la future installation.

Ces considérations impliquent notamment que l'étude d'impact d'un projet d'ISDMA respectant les critères réglementaires n'implique pas de facto la non prise en compte de la voie " Eau " dans l'évaluation des risques sanitaires. Par ailleurs, l'étude d'impact d'un projet d'ISDMA, basée sur une équivalence en étanchéité passive, n'implique pas de facto une prise en compte de la voie « Eau » dans l'évaluation des risques sanitaires.

Les principaux facteurs permettant d'évaluer la nécessité de prendre en compte la voie " Eau " dans l'EQRS se rapportent soit à la source, soit aux milieux de transfert. Ils concernent aussi l'existence et la proximité des cibles (populations humaines utilisatrices des eaux potentiellement polluées).

- **Paramètres propres au facteur " Source " :** Ces paramètres sont appréhendés à la fois sur la base des polluants présents dans les lixiviats générés par une ISDMA et sur la base des caractéristiques des barrières passives et actives qui limitent leur infiltration à destination des eaux. Cependant, les polluants présents dans les lixiviats étant relativement semblables d'un site à un autre, ce paramètre n'apparaît pas comme discriminant. De plus, compte tenu des dispositions réglementaires existantes, la prise en compte des paramètres qui conditionnent l'émission de substances polluantes à partir de l'ISDMA ne constitue pas non plus un facteur discriminant.

En conséquence, lors de l'étape préliminaire, le facteur source, lié aux caractéristiques des lixiviats, des barrières et systèmes de drainage, n'est donc pas pris en considération.

- **Paramètres propres au facteur " Transfert " :** Les paramètres propres au facteur " transfert " peuvent être étudiés par le biais de l'analyse du transport de polluants à la fois dans la zone non saturée et dans les zones saturées (nappes).

En première étape, il ne s'agit cependant pas de pousser les investigations jusqu'au stade de la compréhension détaillée de tous les mécanismes de transfert des polluants éventuellement émis et de l'extension possible des impacts. Les informations doivent cependant permettre de formuler des hypothèses pour l'estimation de la vulnérabilité du milieu (eaux souterraines et eaux de surface), et d'en préciser les limites (principe de spécificité).

Ainsi, lors de l'étape préliminaire, il sera généralement fait usage des données déjà acquises par ailleurs dans le cadre de l'étude d'impact.

- **Paramètres propres au facteur “ Cible ”** : compte tenu du cadre défini (l'évaluation des risques sanitaires pour une étude d'impact), **seules les eaux utilisées par l'homme ou dont l'utilisation est programmée seront retenues (principe de fonctionnalité). Les usages potentiels des eaux (associés à une incertitude trop importante) et les usages autres que ceux qui concernent l'homme sont exclus.**

3.2.2.2 Grille d'orientation pour la prise en compte des risques sanitaires potentiels via les eaux

3.2.2.2.1 Objectifs de la grille d'orientation

La grille d'orientation (cf. Annexe 2-A) doit permettre de présenter de façon synthétique les principaux paramètres qui permettent de caractériser d'une part la vulnérabilité des eaux souterraines et de surface face à une pollution potentielle et d'autre part les usages de ces eaux identifiés ou prévus. L'évaluation des risques sanitaires devant être spécifique à chaque cas particulier, la grille pourra être adaptée en fonction du contexte local d'étude. La grille présentée par la suite n'étant pas basée sur une méthode de cotation, le choix du pétitionnaire de réaliser ou non une évaluation quantitative des risques sanitaires pour la voie « Eau » ne sera pas conditionnée par un résultat chiffré.

Dans la mesure où les dispositifs minimum de confinement et de drainage des lixiviats sont en partie fixés réglementairement et ne permettent pas de distinguer les ISDMA entre elles, ces aspects ne sont pas intégrés à la grille d'orientation et n'entrent pas en ligne de compte dans la décision finale de mener ou non une évaluation quantitative pour la voie “ Eau ”.

3.2.2.2.2 Utilisation de la grille

Trois principes d'utilisation de cette grille (cf. Annexe 2-A) doivent être respectés :

1. Les informations demandées doivent être présentées de façon synthétique, et leurs origines explicitement référencées, comme par un renvoi sur d'autres parties de l'étude d'impact ;
2. Lorsqu'une information manque, le pétitionnaire justifiera les données de substitution utilisées ou la non pertinence de l'information dans sa situation ;
3. Toute information à valeur décisionnelle doit être particulièrement bien explicitée et dûment analysée (qualité, incertitude ou défaut de l'information fournie).

Par ailleurs, la référence aux documents suivants dans la grille d'orientation peut être nécessaire :

- **Pour la partie des études traitant du contexte hydrogéologique** : cartes de vulnérabilité des aquifères (établies au niveau régional), description du contexte hydrogéologique rencontré parmi ceux décrits dans le catalogue de référence BRGM [22].
- **Pour la prise en compte des usages et vocations des eaux souterraines et de surface** : schémas (directeurs) d'aménagement de gestion des eaux (SAGE et SDAGE), zones aquifères à protéger, évaluation de l'altération des eaux de surface et des aptitudes aux usages (SEQ Eau), plans de gestion piscicole, zones de baignade,...(consultation DDASS, DDAF, Service hydrogéologique départemental, syndicat des eaux...).

3.2.2.3 Synthèse de la grille d'orientation et choix sur la suite à donner

Une synthèse rappelant les principaux éléments renseignés dans la grille d'orientation devra être présentée. La synthèse devra explicitement présenter les informations en les structurant selon le schéma conceptuel du risque "Transfert - Cible". Le choix final du pétitionnaire relatif à la prise en compte ou non de la voie Eau dans l'évaluation des risques sanitaires sera précisé et argumenté (sur la base d'un schéma décisionnel clair). La synthèse pourra comprendre une partie rédigée à laquelle sera joint le tableau de synthèse ci-après (Tableau 21).

Tableau 21 : Tableau de synthèse de la grille d'orientation

Synthèse du risque sanitaire potentiel via les eaux : appréciation des composantes Transfert et Cible			
Compte tenu de la spécificité du contexte local, les facteurs suivants apparaissent-ils significatifs pour le risque sanitaire via les eaux ?			
Eaux souterraines :	Oui	Non	Justification
- Usages associés aux eaux souterraines (usages existants ou programmés)			
- Transferts potentiels <i>via</i> la zone non saturée et transferts potentiels dans les eaux souterraines			
Eaux de surface :	Oui	Non	Justification
- Usages associés aux eaux de surface (usages existants ou programmés)			
- Transferts potentiels (hors rejets autorisés) vers les eaux de surface (<i>via</i> les eaux souterraines notamment)			
Rejets (eaux de surface) :	Oui	Non	Justification
- Importance des rejets dans les eaux de surface compte tenu des usages et de l'état du milieu			
Choix argumenté du pétitionnaire pour la prise en compte des différentes voies Eau dans l'évaluation des risques sanitaires (préciser à la fois pour les eaux souterraines et pour les eaux de surface)			

Par principe, on retiendra qu'en cas de convergence des informations collectées indiquant l'absence de risque significatif associé à la voie « Eau », l'évaluation quantitative des risques sanitaires via l'eau n'est pas nécessaire.

A titre d'exemple, le cas d'un projet d'ISDMA au droit duquel les eaux souterraines ne représentent pas une ressource d'intérêt (milieu faiblement perméable avec des écoulements souterrains de surface saisonniers seulement), à l'aval hydraulique duquel aucun usage des eaux n'est recensé ni envisagé, à proximité duquel les cours d'eau intermittents n'ont pas d'intérêt piscicole ni d'aptitude particulière aux usages pour l'homme, pourra typiquement ne pas prendre en compte la voie Eau dans l'évaluation des risques sanitaires.

Au contraire, et à titre de contre-exemple, un projet d'ISDMA, basé ou non sur une équivalence en étanchéité passive, implantée au droit d'un aquifère vulnérable d'importance régionale caractérisée par une forte perméabilité, localement drainé par des cours d'eau permanents, et en aval duquel des zones d'habitation révèle un usage de puits de particuliers ou à usage collectif, pourra typiquement devoir prendre en compte la voie eau dans l'évaluation des risques sanitaires.

3.2.2.4 Bilan des flux massiques

A l'issue de cette analyse, le pétitionnaire déterminera si la voie « Eau » doit être prise en compte dans son étude. Dans le cas où cette voie serait pertinente, après l'analyse des caractéristiques des émissions non contrôlées et la modélisation des débits d'émission, le pétitionnaire réalisera un tableau récapitulatif permettant de synthétiser l'information sur les émissions à prendre en compte dans l'EQRS. Ce tableau devra permettre une vision rapide des différents flux d'émission à considérer et à additionner pour le calcul ultérieur des concentrations d'exposition.

Le Tableau 22 est un exemple du type de tableau qui pourra être rempli.

Tableau 22 : Sources de dangers compartiment " Eau " – Bilan des flux massiques

Source	Flux vers les eaux de surface en unité adaptée	Flux vers les eaux souterraines en unité adaptée
As		
Cd		
Ni		
Benzène		
Trichloroéthylène		
Tétrachloroéthylène		
Benzo(a)pyrène		
Etc.		
...		

3.2.3 Prise en compte des nuisances

Si l'ERS se doit de présenter toutes les sources de risque possibles, seules les substances dont la toxicité et les niveaux dans l'environnement sont quantifiables sont prises en compte dans l'évaluation des risques sanitaires. Ainsi, en raison de certaines difficultés actuelles rencontrées pour la quantification des risques liés aux nuisances : bruits, odeurs, envols de déchets, et prolifération des animaux vecteurs de maladie, ces dernières figureront parmi les sources potentielles de danger, mais seront exclues de l'évaluation des risques sanitaires.

Le pétitionnaire, qui devra avoir recours aux meilleures techniques disponibles pour limiter les nuisances, **présentera toutefois les actions envisagées, telles que celles proposées dans certaines parties du § 2.4.**

3.3 CHOIX DES POLLUANTS TRACEURS DU RISQUE

3.3.1 Présélection des substances

3.3.1.1 . Liste des substances à considérer

La liste des substances à considérer a été définie à partir des substances recensées dans le Tableau 23 ci-dessous.

Ce tableau a été établi sur la base des substances sélectionnées par le Conseil Scientifique de l'InVS⁴⁴ (en considérant notamment leur fréquence d'apparition et leur caractère prioritaire dans les travaux internationaux sur les ISDMA) moyennant les modifications suivantes :

- ✓ Suppression de la référence A. Nusslein (déchets dangereux) et des substances strictement liées à cette référence : DDT, fluor et p-nitroaniline ,
- ✓ Ajout des poussières (PM 10) ainsi que des composés organiques suivants spécifiques des déchets ménagers : 1,3 butadiène, Formaldéhyde, 1,2-dibromoéthane, 1,2-dichlorobenzène, Xylènes, Ethylbenzène, Styrène et Chlorobenzène,

⁴⁴ « Le stockage des déchets et la santé publique », version révisée 3, 08/09/2003, INVS, page 127.

- ✓ Non prise en considération des substances identifiées sans VTR dans le tableau de l'InVS : Chloroéthane; Butane; Octane ; Ethyle- et Méthyle- mercaptan ; 1,1,2,2-tétrachloréthane; Diméthyl sulfure ; 1,1 dichloréthane ; Hexachlorobutadiène,

Tableau 23 : Substances susceptibles d'être émises par les ISDMA

METAUX	COMPOSES ORGANIQUES	HAP
Arsenic	1,1 dichloroéthylène	Naphtalène
Cadmium	1,1,1, trichloroéthane	Benzo(a)pyrène
Chrome	1,1,2, trichloroéthane	
Cobalt	1,2 dichloroéthane	PCB
Cuivre	1,2-dibromoéthane	
Manganèse	1,2-dichlorobenzène	AUTRES
Mercure	1,3-Butadiène	Formaldéhyde
Nickel	Ammoniac	Styrène
Plomb	Benzène	Sulfure d'hydrogène
Zinc	Bromodichlorométhane	Tétrachloroéthylène
	Chlorobenzène	Toluène
NO_x	Chloroforme	Trichloroéthylène
	Chlorure de vinyle	Xylènes
PARTICULES DIESEL	Dichlorométhane	Dioxines
	Dieldrin	Poussières (PM 10)
	Ethylbenzène	

3.3.1.2 Démarche adoptée par l'InVS

En fonction de la liste des substances définie ci-dessus et des résultats de l'étude menée par l'InVS, le critère prépondérant de sélection des polluants traceurs du risque à considérer a minima dans toute évaluation des risques sanitaires concernant les ISDMA est basé sur les recommandations de l'InVS.

La démarche retenue dans l'étude InVS et ayant abouti aux recommandations est basée sur la définition de deux grands scénarios. Un premier scénario correspond à un site recevant des déchets ménagers et assimilés sur lequel n'est pratiqué ni captage, ni traitement des lixiviats et du biogaz. Un second scénario a servi à caractériser la situation des ISDMA conformes à la réglementation.

Il a été considéré que l'exposition chronique des riverains aux polluants éventuellement émis par les ISDMA pouvait avoir lieu principalement par deux voies : inhalation et ingestion (la pénétration cutanée étant jugée marginale).

Etant donné la diversité des situations en France, la variabilité des concentrations à l'émission et la variabilité inter-individuelle pour chaque catégorie de sites, deux sous-scénarios ont été envisagés : un scénario moyen et un scénario haut différant de ce dernier par les valeurs de concentration choisies, les distances site-habitation ou site-point de captage, la quantité d'eau ingérée. Ces deux sous-scénarios donnent donc lieu à deux niveaux d'exposition distincts.

Pour la sélection des substances traceurs du risque, les recommandations issues de l'InVS ont servi de critère de choix prépondérant et ce, à partir des résultats d'exposition du scénario haut, tous types de sites confondus, ce qui constitue une approche maximaliste.

En outre, les critères suivants ont également été utilisés pour la sélection des composés traceurs du risque :

- quantification possible de la substance dans le milieu concerné,
- existence d'un potentiel d'exposition de la population,
- substance associée à un risque chronique avec existence d'une VTR,
- accumulation possible de la substance dans l'environnement,
- respect des principes de spécificité et de proportionnalité,
- données bibliographiques françaises existantes,
- couverture de l'ensemble du risque, cancérigène et non cancérigène, pour un compartiment donné par l'ensemble des substances retenues,
- niveau de concentration a priori non négligeable,
- particulièrement pour le milieu « Eau » : mobilité de la substance en milieu hydrique,
- particulièrement pour le milieu « Air » : formation ou persistance possible de la substance aux températures des torchères.

3.3.2 Substances retenues par le groupe de travail

3.3.2.1 Compartiment « Air »

Les recommandations de l'InVS mettent en avant l'hydrogène sulfuré, le cadmium, le manganèse et le chrome VI. Sur cette base, d'autres critères de sélection ont été appliqués et sont présentés ci-dessous :

L'hydrogène sulfuré : Ce polluant est retenu comme polluant traceur du risque du fait de sa recommandation par l'InVS et du fait de sa spécificité par rapport à l'activité stockage.

Le cadmium et le manganèse : Bien que recommandés par l'InVS, ces deux métaux n'ont pas été retenus comme polluants traceurs du risque. En effet, ces métaux sont retrouvés à des concentrations négligeables dans les ambiances de site.

Le chrome VI : sur la base des recommandations de l'INVS, il est licite de retenir le chrome VI comme traceur du risque. Le groupe de l'ASTEE se positionne cependant différemment car les concentrations en chrome total ont été assimilées à des concentrations en chrome VI. Or la part du chrome VI dans le chrome total n'est pas connue dans les émissions issues d'installations de stockage de déchets. Cependant, elle est vraisemblablement faible dans la mesure où le ratio Cr VI/Cr total serait compris entre 0,007 et 0,1 dans les émissions d'UIOM⁴⁵. Compte tenu de ce faible ratio et en l'état actuel des connaissances sur les CSD, le chrome VI n'est donc pas retenu.

Deux autres polluants ont été sélectionnés comme polluants traceurs du risque.

Le benzène : Ce polluant a été retenu car il s'agit d'un composé à la fois cancérigène et non cancérigène. De plus, sa quantité à l'émission est relativement significative et la métrologie concernant ce composé est maîtrisée. Enfin, ce composé est caractéristique de l'activité stockage et constitue un bon représentant de la famille des BTEX.

Le 1,2 dichloroéthane : De même que le benzène, ce composé a été retenu car il s'agit d'un composé à la fois cancérigène et non cancérigène et que sa quantité à l'émission est relativement significative ; l'organe cible concerné par ce composé en impact non cancérigène est différent de celui du benzène (cible hépatique) . C'est un représentant de la famille des COV.

Les substances retenues pour le compartiment « Air » par le groupe de l'ASTEE figurent dans le Tableau 24 suivant :

Tableau 24 : Substances sélectionnées pour le compartiment « Air »

Substance	CAS NR	Famille
Benzène	71-43-2	BTEX
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	7783-06-4	Produits soufrés réduits
1,2 dichloroéthane	107-06-2	COV

Cette liste, proposée par le groupe de l'ASTEE, constitue la liste des polluants traceurs de risque à considérer.

L'exploitant pourra, s'il le juge nécessaire, faire porter l'évaluation des risques sur des substances complémentaires, en priorité celles du Tableau 23. Dans la mesure où d'autres sources potentielles que le biogaz peuvent exister (engins, déchargement, terrassement, produits masquants, traitement

⁴⁵ * « Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans l'étude d'impact d'une UIOM » – ASTEE – novembre 2003.

des lixiviats...), le pétitionnaire devra notamment intégrer dans l'étude toute autre substance qui apparaîtrait comme produite en quantités significatives dans les émissions diffuses et/ou canalisées. Pour tous les véhicules et engins, les substances à prendre en compte dans l'EQRS dans les cas où cette source a été retenue seront à minima les NO_x, les HAP et les particules diesel.

3.3.2.2 Compartiment « Eau »

Le compartiment « Eau » est pris en compte dans l'EQRS si cela a été jugé nécessaire après l'analyse décrite au paragraphe 2.3.

Les recommandations de l'InVS mettent en avant l'arsenic, le cadmium, le chrome VI, le benzo(a)pyrène, le benzène, le chlorure de vinyle et le 1,1,2 trichloroéthane. Sur cette base, d'autres critères de sélection ont été appliqués et sont présentés ci-dessous :

Arsenic, cadmium, benzo(a)pyrène, 1,1,2 trichloroéthane : Ces polluants sont retenus comme polluants traceurs du risque du fait de leurs recommandations par l'InVS.

Le benzène : En plus d'être recommandé par l'InVS, ce polluant présente le même impact (risque de leucémie) par inhalation et ingestion. Sa prise en compte dans l'évaluation des risques sanitaires est donc double et permet de maximiser ses effets en cas d'émission dans l'eau et dans l'air. Ce polluant est donc retenu comme polluant traceur du risque.

Le chlorure de vinyle : Bien que recommandé par l'InVS, ce composé n'a pas été retenu comme polluant traceur du risque. En effet, la seule étude française relative à la mesure de ce composé pose des problèmes de pertinence des résultats en terme de métrologie. Les valeurs utilisées dans l'étude InVS sont issues de la littérature étrangère et sont, à ce titre, particulières car reconnues comme ayant été mesurées sur des sites ayant stocké des solvants. Le groupe de l'ASTEE a donc jugé plus pertinent de retenir le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène comme polluants traceurs du risque en tant que précurseurs du chlorure de vinyle et en tant que molécules posant moins de problème de métrologie. Ils correspondent de plus aux solvants les plus utilisés en France.

Le chrome VI : En présence de matières organiques, le chrome VI est réduit en chrome III. Or les lixiviats issus d'ISDMA sont chargés en matières organiques. Il est donc peu probable de trouver du chrome VI dans les lixiviats et trop maximisant d'assimiler le chrome total à du chrome VI. Ce composé n'a donc pas été retenu comme polluant traceur du risque.

Le nickel : Ce métal a été retenu comme polluant traceur du risque car il est facilement mobilisable dans l'eau.

Les substances retenues pour le compartiment « Eau » par le groupe de l'ASTEE figurent dans le Tableau 25 suivant :

Tableau 25 : Substances sélectionnées pour le compartiment « Eau ».

Substance	CAS NR	Famille
Arsenic	7440-38-2	Métaux
Cadmium	7440-43-9	Métaux
Nickel	7440-02-0	Métaux
Benzène	71-43-2	BTEX
1,1,2 trichloroéthane	79-00-5	COV
Trichloroéthylène	79-01-6	COV
Tétrachloroéthylène	127-18-4	COV
Benzo(a)pyrène	50-32-8	HAP

Cette liste, proposée par le groupe de l'ASTEE, constitue la liste des polluants traceurs de risque à considérer.

L'exploitant, pourra, s'il le juge nécessaire, faire porter l'évaluation des risques sur des substances complémentaires, en priorité celles du tableau 24.

3.4 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE

3.4.1 Présentation et objectifs

La **Valeur Toxicologique de Référence** (VTR) est une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose d'agent dangereux et un effet (toxique à seuil de dose) ou entre une dose unitaire et une probabilité d'effet (toxique sans seuil de dose).

Les VTR sont, en principe, établies à partir d'une analyse critique et systématique de l'ensemble des connaissances disponibles aux plans toxicologiques (études in vitro et in vivo), épidémiologiques et cliniques. Elles sont dérivées et actualisées par des instances internationales (OMS⁴⁶, CIRC⁴⁷ par exemple) ou des structures nationales (US-EPA⁴⁸ et US-ATSDR⁴⁹ aux Etats-Unis, RIVM⁵⁰ aux Pays-

⁴⁶ OMS = Organisation Mondiale de la Santé

⁴⁷ CIRC = Centre International de Recherche sur le Cancer

⁴⁸ US-EPA : United States - Environmental Protection Agency

⁴⁹ US-ATSDR : United States - Agency for Toxic Substances and Disease Registry

⁵⁰ RIVM = Institut national de santé publique et d'environnement, Ministère chargé de l'environnement aux Pays-bas

Bas, Health Canada, etc.) qui intègrent les avis d'experts issus de nombreuses disciplines scientifiques. Ces instances sont donc unanimement reconnues par la communauté scientifique [32]. Les méthodes utilisées pour dériver une VTR peuvent varier d'une instance à l'autre. Ainsi, pour une même substance, une même voie et durée d'exposition, plusieurs VTR peuvent exister.

Selon les mécanismes toxiques mis en jeu, deux grands types d'effets sanitaires sont classiquement distingués : les effets survenant à partir d'un seuil de dose (principalement les effets non cancérogènes) et les effets survenant sans seuil de dose (principalement les effets cancérogènes génotoxiques). Une même substance peut produire ces deux types d'effets. En fonction du type d'effet décrit, on distingue ainsi classiquement les VTR des toxiques non cancérogènes et les VTR pour les toxiques cancérogènes [32].

3.4.1.1 VTR des toxiques cancérogènes

Le pouvoir cancérogène des substances chimiques est fondé sur le niveau de preuve de leur effet cancérogène chez l'homme et/ou chez l'animal.

Les effets cancérogènes peuvent apparaître quelle que soit la dose non nulle reçue par l'organisme (absence de seuil). Plus la dose de toxique reçue est élevée plus la probabilité (risque) de survenue d'apparition du cancer (danger) augmente, mais la gravité de l'effet ne change pas [1].

Les VTR des toxiques cancérogènes représentent la probabilité de survenue d'un effet cancérogène pour une exposition vie entière à une unité de dose donnée. Elles sont le plus souvent exprimées sous forme d'Excès de Risque Unitaire (ERU)⁵¹. Les ERU par voie respiratoire sont exprimés en inverse de dose et de concentration ($(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) et les ERU par voie orale sont exprimés en inverse de dose ingérée ($(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$).

3.4.1.2 VTR des toxiques non cancérogènes

Les effets toxiques non cancérogènes peuvent apparaître après une exposition aiguë ou chronique. Une dose minimale de toxique (ou seuil) dans l'organisme est nécessaire pour provoquer l'apparition d'un effet. La gravité des effets dépend de la dose reçue. En dessous d'un certain seuil de dose l'effet considéré ne peut donc pas se produire. Les toxiques à seuil d'effet sont pour l'essentiel des agents non cancérogènes.

Pour ces toxiques, la VTR représente la quantité maximale théorique pouvant être administrée à un sujet, issu d'un groupe sensible ou non, sans provoquer d'effet nuisible à sa santé. Pour une exposition par voie respiratoire, les VTR recensées sont généralement exprimées en milligramme ou

⁵¹ Bien que de nature strictement identique, les VTR pour les effets cancérogènes prennent des appellations différentes selon l'instance qui les recommande. Néanmoins, pour faciliter la lecture et la compréhension des EQRS, il est conseillé d'utiliser une appellation commune pour les 3 instances = Excès de Risque Unitaire (ERU).

microgramme par mètre cube d'air (mg/m^3) et les VTR pour une exposition par voie orale sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ ou $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$.

3.4.2 Démarche à adopter pour la description et le choix des VTR

Les bases de données à consulter systématiquement dans le cadre de l'évaluation des risques sont :

- L'Organisation Mondiale de la Santé (**OMS**), notamment les " Guidelines for Drinking Quality Water " et " Guidelines for Air Quality " ainsi que les recommandations d'autres instances associées à l'OMS (IPCS, JECFA, etc.),
- Le Centre International de Recherche contre le Cancer (**CIRC**),
- L'Agence américaine de l'Environnement (**US-EPA**), base de données IRIS,
- L'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (**ATSDR**),

Les VTR recensées doivent toutes être présentées. Pour chaque substance retenue, les classes cancérigènes du Centre International de Recherche contre le Cancer (**CIRC**) et de l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) seront citées. Afin de faciliter le choix d'une VTR, les informations rapportées dans la description des effets de chaque substance aborderont systématiquement :

- 1) Une description sommaire de l'étude princeps sélectionnée (espèce animale, durée de l'étude, valeur du NOAEL ou LOAEL, effet critique observé),
- 2) La méthode de dérivation (NOAEL ou LOAEL \rightarrow VTR utilisée),
- 3) Les facteurs d'incertitudes incorporés dans la VTR,
- 4) L'organisme à l'origine de la VTR et la date d'actualisation de la VTR.
- 5) Le niveau de confiance accordée par le comité d'expert ayant élaboré la VTR

Dans le cas des substances ayant plusieurs VTR pour une même voie et une même durée d'exposition et le même type d'effet (cancérigène ou non cancérigène), une seule VTR devra être choisie sur la base des critères ci-après. Ils sont présentés par ordre de prise en compte :

- ① Sources des données, mode de calcul et hypothèses explicitées par les auteurs,
- ② Voie et durée d'exposition, et dangers spécifiques,
- ③ Valeur issue d'études chez l'homme, et de préférence la plus récente,
- ④ Valeur numérique la plus conservatoire pour la santé (à critères 1, 2, 3 équivalents).

3.4.3 VTR des substances sélectionnées

Les tableaux complets des VTR disponibles au 1^e janvier 2003 pour les 29 substances retenues par l'InVS sont présentés en Annexe 3. Le Tableau 26 et le Tableau 27 ci-après présentent les VTR dérivées par l'OMS, l'US-EPA et l'ATSDR pour les substances retenues pour les compartiments “ Air ” et “ Eau ”.

Ces VTR ne peuvent en aucun cas être utilisées sans une mise à jour préalable à partir des bases de données des instances énumérées au § 3.4.2.

3.4.3.1 Compartiment " Air "

Tableau 26 : VTR respiratoires des substances retenues pour le compartiment " Air " (novembre 2003)

Numéro CAS	Nom de la substance	Classe	Site de cancer voie respiratoire	VTR Respiratoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ¹	Source et date	Effets non cancérogènes	VTR Respiratoire (mg/m^3)	FI	Source et date
71-43-2	Benzène	A 1	Sang (H)	$2,2 - 7,8 \cdot 10^{-6}$	US-EPA, 2000	Diminution des lymphocytes (H)	$3 \cdot 10^{-2}$	300	US-EPA, 2003
			Sang (H)	$4,4 - 7,5 \cdot 10^{-6}$	OMS, 2000				
107-06-2	1,2 Dichloroéthane	B2	Hémangiosarcomes(A)	$2,6 \cdot 10^{-5}$	US-EPA, 1991	Hépatique	2,5	90	ATSDR, 2001
7783-06-4	Sulfure d'hydrogène	nc*	-	-	-	Irritation nasale	$2 \cdot 10^{-3}$	300	US-EPA, 2003

* nc : non classé

** FI: facteur d'incertitude

3.4.3.2 Compartiment " Eau "

Tableau 27 : VTR orales des substances retenues pour le compartiment " Eau " (novembre 2003)

Numéro CAS	Nom de la substance	Classe	Site de cancer par voie orale	VTR orale ($\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$) ¹	Source et date	Effets non cancérogènes	VTR orale ($\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$)	FI	Source et date
7440-38-2	Arsenic	A 1	Peau (H) ⁵²	1,5	US-EPA, 1998	Peau (hyperpigmentation) (H)	$3 \cdot 10^{-4}$	3	US-EPA, 1993
			Peau (H)	1,5	OMS, 1996	Peau (hyperpigmentation) (H)	$3 \cdot 10^{-4}$	3	ATSDR, 2000
						Peau (hyperpigmentation) (H)	$2 \cdot 10^{-3}$	-	OMS, 1996
7440-43-9	Cadmium	-	-	-	-	Rénal (H)	$5 \cdot 10^{-4}$ (eau) $1 \cdot 10^{-3}$ (aliments)	10	US-EPA, 1998
						Rénal (H)	$1 \cdot 10^{-3}$?	OMS, 1996
						Rénal (H)	$2 \cdot 10^{-4}$	10	ATSDR, 1999
7440-02-0	Nickel	-	-	-	-	Diminution du poids (A)	$2 \cdot 10^{-2}$	300	US-EPA, 1998
71-43-2	Benzène	A	Leucémie (H)	$1,5-5,5 \cdot 10^{-2}$	US-EPA, 2000	-	-	-	-
79-00-5	1,1,2 trichloroéthane	C	Foie (A)	$5,7 \cdot 10^{-2}$	US-EPA, 1994	Dépression du système immunitaire, Foie (A)	$4 \cdot 10^{-3}$	1000	US-EPA, 1995
79-01-6	Trichloroéthylène	-	-	-	-	Foie (A)	$2,38 \cdot 10^{-2}$	3000	OMS, 2000
127-18-4	Tétrachloroéthylène	-	-	-	-	Foie (A)	$1 \cdot 10^{-2}$	1000	US-EPA, 1988
50-32-8	Benzo(a)pyrène		Système digestif (A)	7,3	US-EPA, 1994	-	-	-	-
			Système digestif (A)	$4,3 \cdot 10^{-1}$	OMS, 1998				

⁵² (A) : études princeps ayant permis de dériver les VTR d'origine animale (H) : études princeps ayant permis de dériver les VTR d'origine humaine (épidémiologique)

3.5 ESTIMATION DES EXPOSITIONS

3.5.1 Présentation et objectifs

L'évaluation des expositions consiste à déterminer les émissions, les voies de transfert et les vitesses de déplacement des substances et leur transformation ou leur dégradation afin d'évaluer les concentrations ou les doses auxquelles les populations sont exposées ou susceptibles de l'être [2]. L'exposition à une substance dépend du comportement physico-chimique et de la concentration de la substance dans les compartiments environnementaux ainsi que des voies et des conditions d'exposition des individus en contact avec la substance. Tous ces paramètres doivent donc être déterminés précisément pour quantifier l'exposition des populations autour des ISDMA.

3.5.2 Voies et médias d'exposition

Deux compartiments environnementaux pourront être considérés : le compartiment " Air " dans lequel se retrouvent les substances contenues dans les rejets atmosphériques canalisés (biogaz, torchères...) et diffus (alvéoles, quais de déchargement...) et le compartiment " Eau " dans lequel les substances infiltrées dans le sol et le sous-sol sont retrouvées. Une ou plusieurs voies d'exposition pourront être retenues en fonction des sources de dangers mises en évidence après l'analyse selon la démarche présentée dans la partie 2.

① La voie " Eau " n'est pas prise en compte. Alors, seuls les rejets atmosphériques canalisés et diffus sont considérés et c'est uniquement la **voie respiratoire** qui est étudiée. Les substances considérées à minima sont alors le benzène, le sulfure d'hydrogène et le 1,2 dichloroéthane.

② La voie " Eau " est prise en compte par l'intermédiaire de rejets dans le sol et le sous-sol. Alors **la voie respiratoire** et la **voie orale** sont considérées pour l'évaluation des risques. Les médias d'exposition sont les eaux domestiques (eau du robinet pour la boisson, eaux de puits privés, etc.) et de loisirs (baignade, pêche, etc.);). Les substances considérées à minima pour la voie respiratoire sont alors le benzène, le sulfure d'hydrogène et le 1,2 dichloroéthane et celles considérées pour la voie orale sont l'arsenic, le cadmium, le nickel, le benzène, le 1,1,2 trichloroéthane, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le benzo(a)pyrène.

3.5.3 Définition de la zone géographique concernée par les rejets de l'ISDMA

L'étendue de la zone d'étude est à définir au cas par cas. Elle ne peut pas être inférieure au périmètre d'affichage pour l'enquête publique⁵³ mais doit aussi tenir compte de la dispersion des agents dangereux sortant du site dans les milieux de l'environnement (air, eau, etc.). Le guide méthodologique de l'INERIS précise que les limites de la zone sous l'influence significative des rejets de l'installation peuvent changer en fonction du compartiment environnemental concerné par les rejets et du type d'usage des milieux [2].

La zone géographique d'étude **sera donc le plus souvent centrée sur l'ISDMA et définie en fonction du type de rejets considéré** : rejets gazeux dans l'air ou rejets aqueux dans l'eau. En plus du type de rejet et de ses caractéristiques, il sera nécessaire d'examiner tous les paramètres susceptibles d'avoir un impact sur l'aire de la zone d'étude. Par exemple, les spécificités du terrain (géographie, relief, urbanisation etc.) et la distribution de la densité des populations semblent conditionner fortement le périmètre d'étude. Pour simplifier le choix de la zone d'étude devant englober toutes les cibles potentielles, un tableau du type du Tableau 28 présenté ci-dessous pourra être complété :

Tableau 28 : Tableau des cibles potentielles des émissions de l'installation

Milieu	Usage principal	Position par rapport à l'ISDMA	Voie d'exposition	Zone d'étude
Air	Présence d'habitations	Distance des habitations à l'ISDMA	Respiratoire	Taille définie en fonction de la distance des habitations à l'ISDMA
	Relief, impact possible	Distance des reliefs à l'ISDMA	Respiratoire	Taille définie en fonction de la distance des reliefs à l'ISDMA
Eaux superficielles*	Activités de pêche ou de baignade	Distance entre la base d'activité et l'ISDMA	Orale	Taille définie en fonction de la distance des activités à l'ISDMA
	Autre activité (marais salants, agriculture ...)	Distance entre l'activité et l'ISDMA	Orale	Taille définie en fonction de la distance des activités à l'ISDMA
	Captage, puits privés	Distance entre le captage et l'ISDMA	Orale	Taille définie en fonction de la distance entre le captage et l'ISDMA
Eaux souterraines*	Nappes superficielles, existence d'ouvrages	Distance entre l'ouvrage et l'ISDMA	Orale	Taille définie en fonction de la distance entre l'ouvrage et l'ISDMA et de l'étendue de l'unité de distribution d'eau publique concernée.
	Nappes captives, existence d'ouvrages	Distance entre l'ouvrage et l'ISDMA	Orale	Taille définie en fonction de la distance entre l'ouvrage et l'ISDMA et de l'étendue de l'unité de distribution d'eau publique concernée
Bilan	Ensemble des usages	Distance maximale à considérer pour prendre en compte tous les usages entourant le site	Respiratoire et orale	Taille de la zone à considérer

* Ceci n'est pris en compte que dans le cas où la voie " Eau " est considérée.

⁵³ Le périmètre d'affichage est défini par type d'activité de la nomenclature des ICPE (cf. décret du 7 juillet 1992 et circulaire du ministre de l'environnement du 28 juillet 1992). Il comprend l'ensemble des communes concernées par les risques et inconvénients dont l'installation peut être la source (art. 5 du décret du 21 septembre 1977 modifié par décret du 23 avril 1985).
ASTEE Guide pour l'ERS d'une ISDMA, février 2005

3.5.4 Description des populations de la zone

L'étude d'évaluation des risques sanitaires concerne la santé des habitants des communes aux environs de l'ISDMA et non **pas celle des professionnels** travaillant sur le site.

Il conviendra de fournir des éléments concernant la description de la population cible et sa répartition par commune ou par quartier dans la zone étudiée. Le **nombre d'habitants**, ses **caractéristiques** (répartition par tranche d'âge, par catégorie socioprofessionnelle...) et la **localisation des groupes sensibles** (écoles, hôpitaux, crèches...) sont des éléments nécessaires. Les informations concernant le nombre d'habitants et les caractéristiques de la population pourront être issues du dernier recensement de l'INSEE disponible à la date de l'étude. Selon les cas, un découpage géographique fin par maille pourra être envisagé. Les informations seront alors obtenues grâce à des systèmes d'information géographique (SIG). **Une cartographie de la zone d'étude devra être fournie. La caractérisation des usages connus de l'environnement par cette population est également nécessaire.**

3.5.5 Choix des scénarios d'exposition

La situation géographique, les activités (industrielles, artisanales, agricoles...), le caractère résidentiel du site et de la zone d'étude devront être analysés pour déterminer des scénarios d'exposition. Les crèches, garderies et établissements scolaires seront répertoriés afin de déterminer les scénarios d'exposition des enfants.

Voici quelques exemples de scénarios possibles :

Scénario A – Il concerne les adultes et enfants qui habitent et travaillent (école pour les enfants) dans la zone d'étude. Les expositions auront lieu toute l'année à l'exclusion des jours de congés annuels passés en dehors de l'habitation principale, par voie respiratoire (inhalation de gaz) et par voie orale (eau). L'exposition respiratoire des enfants et des adultes aux polluants non cancérigènes est strictement égale car la fréquence d'exposition (nombre de jours exposés sur une année) est la même. En revanche, l'exposition respiratoire aux polluants cancérigènes est différente entre l'adulte et l'enfant car elle est pondérée en fonction de la durée (nombre d'années exposées).

Scénario B – Il concerne les personnes (adultes uniquement) qui fréquenteront la zone d'étude uniquement pour leur travail à proximité du site étudié. Les travailleurs du site sont exclus de ce scénario. Les expositions auront lieu pendant les heures travaillées dans la zone d'étude par voie respiratoire (inhalation de gaz) et par voie orale (ingestion d'eau).

Scénario C – Il concerne les habitants de la zone qui ne travaillent pas dans la zone. Par définition, les résultats d'exposition dans un tel scénario sont situés quelque part entre les résultats des deux scénarios précédents.

Les scénarios seront choisis en appliquant le principe de spécificité, c'est à dire qu'ils **devront être les plus proches possible de la réalité du site**. Ces trois cas **constituent des exemples** de scénarios souvent utilisés, il est entendu que d'autres scénarios peuvent être constitués en fonction des conditions spécifiques de l'étude.

Si les valeurs réelles d'exposition ne sont pas connues localement, le pétitionnaire utilisera systématiquement dans chaque scénario **les valeurs des paramètres d'exposition** (tels que la fréquence d'exposition ou la consommation d'eau) **majorantes**.

Les expositions des enfants vivant dans la zone d'étude seront estimées en tenant compte des différences physiologiques (poids corporel) mais aussi comportementales (durée d'exposition, consommation alimentaire, ingestion de matériaux non alimentaire, etc...). Ces enfants passent une partie de leur temps à l'école ou en garderie, à l'intérieur de la zone d'exposition.

3.5.5.1 Consommation d'eau

Dans le cas où la voie " Eau " est prise en compte, il conviendra de préciser si la totalité de l'eau potable distribuée dans la zone d'étude est prélevée dans les nappes souterraines concernées par d'éventuelles infiltrations de lixiviats. Toutes les informations sur l'existence de puits privés devront être utilisées.

Concernant la consommation d'eau du robinet en France, **le pétitionnaire trouvera des données dans l'enquête individuelle et nationale sur les consommations alimentaires (INCA) réalisée en 1999 par l'AFSSA**. Ce document fournit une valeur de consommation de boisson de 1079 g / j / adulte parmi lesquels 271 g / j / adulte d'eau du robinet et 200,7 g / j / adulte de café et 73,3 g / j / adulte d'autres boissons chaudes (que l'on peut supposer préparés avec de l'eau du robinet). La consommation de boisson des enfants (le lait étant exclu) est de 533 g / j / enfant parmi lesquels 261 g / j / enfant d'eau du robinet, 11 g / j / enfant de café et 20 g / j / enfant d'autres boissons chaudes. Le pétitionnaire pourra utiliser ces valeurs pour évaluer la consommation d'eau du robinet par les individus [33].

Il pourra également trouver des informations sur la base de donnée CIBLEX réalisée par l'ADEME et l'IRSN ou utiliser des valeurs de l'US-EPA soit 1,4 L / j pour l'ingestion d'eau par les adultes et 0,74 L / j pour l'enfant (moyenne des taux pour les enfants de moins de trois ans et de 3-5 ans) [34].

3.5.5.2 Durée de l'exposition

La durée d'exposition s'exprime en années, elle est utilisée pour la caractérisation des effets cancérigènes.

Dans le **cas d'une nouvelle ISDMA, elle sera prise égale à la durée d'exploitation et de post exploitation de l'ISDMA** prévue dans le dossier de demande d'autorisation d'exploiter, le début de l'exposition étant fixée au premier jour de mise en service de l'ISDMA.

Dans le **cas d'une extension, elle sera également prise égale à la durée d'exploitation et de post exploitation de l'extension** prévue dans le dossier de demande d'autorisation d'exploiter, le début de l'exposition étant fixée au premier jour de mise en service de l'extension. Dans ce cas, les émissions de l'extension seront ajoutées aux émissions de l'installation existante (incluses dans le bruit de fond).

3.5.5.3 Fréquence des expositions

Afin de déterminer la fréquence d'exposition des populations, des données sur le budget espace – temps – activité dans la zone considérée pourront être utilisées. Elles seront obtenues à partir d'enquêtes de terrain ou issues de la littérature en choisissant les résultats d'études les plus adaptés à la situation locale.

Par ailleurs, nous savons que les concentrations de certains polluants sont identiques à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments (CO, NO₂...), que d'autres subissent un abattement (SO₂, PM₁₀...) et qu'enfin certaines sont plus élevées dedans que dehors (COV...). Cela dépend de nombreux facteurs et notamment la ventilation des bâtiments [35]. A défaut d'informations plus précises concernant les transferts de l'extérieur vers l'intérieur, **les concentrations seront considérées comme égales à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments.**

Si l'acquisition d'informations spécifiques et précises sur le budget espace – temps – activités des individus n'est pas réalisable pour des raisons de coût ou de temps, l'hypothèse considérant que les personnes sont **exposées 24 h / 24** et ne quittent jamais la zone d'exposition (**exposition 365 jours/365**) pourra être adoptée comme valeur d'exposition majorante.

3.5.6 Concentrations dans les milieux

3.5.6.1 Prise en compte de l'état initial du site et de ses environs

Dans le cas d'une installation nouvelle (nouvelle ISDMA ou extension), le niveau des concentrations initiales (appelés " bruit de fond ") sur le site et dans les environs (là où il existe des usages humains du sol et de l'eau) devra être connu pour toutes les substances incluses dans l'évaluation des risques sanitaires. Il permet de prendre en compte le niveau d'exposition préalable à l'installation de l'ISDMA et de voir par la suite si la présence de la nouvelle installation ou l'extension de l'installation existante augmente les concentrations dans les différents milieux environnementaux.

Ce bruit de fond sera caractérisé par les résultats de mesures de concentrations des substances⁵⁴ dans les divers compartiments d'exposition. **Dans le cas d'une nouvelle installation**, il sera obtenu à partir de l'analyse de l'état initial du site de l'étude d'impact. **Dans le cas d'une extension**, l'ensemble des données de suivi et de surveillance de l'air et de l'eau devront être fournies et utilisées. Si ces données sont incomplètes ou absentes, elles devront être complétées ou acquises par des mesures ou issues de la littérature.

3.5.6.2 Qualité de l'air

Pour les ISDMA, les polluants d'intérêt sont, a minima, le benzène, le sulfure d'hydrogène et le 1,2 dichloroéthane. Dans tous les cas, les substances dont les bruits de fond seront recherchés doivent correspondre strictement aux polluants d'intérêt retenus à partir de l'étude des sources d'émissions atmosphériques.

Les informations concernant le niveau de concentration de benzène dans l'air peuvent être obtenues auprès des Réseaux de Surveillance de la Qualité de l'Air dont les coordonnées figurent sur le site Internet du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable⁵⁵. Pour les deux autres polluants d'intérêt, les données devront être issues d'études antérieures sur le site ou d'une campagne de mesures.

3.5.6.3 Qualité de l'eau

Pour les ISDMA, les polluants d'intérêt pour la voie " Eau " sont, a minima, l'arsenic, le cadmium, le nickel, le benzène, le 1,1,2 trichloroéthane, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le benzo(a)pyrène. Dans tous les cas, les substances dont les bruits de fond seront recherchés doivent correspondre strictement aux polluants d'intérêt retenus à partir de l'étude des sources d'émissions aqueuses.

Certaines informations concernant le niveau de concentration de ces substances dans l'eau peuvent être obtenues auprès Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) qui sont chargées du contrôle de la qualité des eaux alimentaires et de loisirs et dont les coordonnées figurent sur le site Internet du Ministère de la Santé⁵⁶. Les concentrations dans les eaux environnementales peuvent également être obtenues auprès des agences de l'eau⁵⁷ ou des Directions régionales de l'environnement (DIREN)⁵⁸.

⁵⁴ Substances d'intérêt : a minima : benzène, disulfure d'hydrogène, 1,2 dichloroéthane pour le compartiment " Air " et arsenic, cadmium, nickel, benzène, 1,1,2 trichloroéthane, trichloroéthylène, tétrachloroéthylène et benzo(a)pyrène pour le compartiment " Eau ".

⁵⁵ Le nom et l'adresse des différents RSQA français sont sur le site internet du MEDD à l'adresse <http://www.environnement.gouv.fr/actua/cominfos/dosdir/DIRPPR/resair.htm>

⁵⁶ Le nom et l'adresse des différentes DDASS françaises sont sur le site internet du Ministère de la santé à l'adresse <http://www.sante.gouv.fr/>

⁵⁷ Site des agences de l'eau : H<http://www.eaufrance.com/H>

⁵⁸ Le nom et l'adresse des différentes DIREN sont sur le site : H<http://www.environnement.gouv.fr/regions/coordonnees.htm>H

3.5.6.4 Les transferts source / cible

3.5.6.4.1 Présentation et objectifs

Les modèles de transfert sont spécifiques à un milieu particulier. Ils s'intéressent au devenir d'un polluant ou d'un mélange de polluants à partir d'un milieu vers un autre milieu ou au devenir d'un polluant dans un seul milieu. Leur degré de complexité est très variable et est proportionnel à l'importance du jeu de données et au temps nécessaire pour les faire tourner. Ils servent à calculer les concentrations de différents polluants dans les milieux, ces concentrations seront ensuite utilisées pour calculer la dose d'exposition des individus (si la voie de contact avec l'individu est la voie orale) ou la concentration d'exposition (si la voie de contact avec l'individu est la voie respiratoire).

3.5.6.5 Estimation de la dispersion des rejets atmosphériques

Les modèles utilisés pour estimer la dispersion des rejets atmosphériques permettent, à partir des données d'émission et de données météorologiques et topographiques, de calculer les concentrations des différents polluants dans l'air. Ils sont très nombreux et leurs applications sont variées. Le pétitionnaire pourra se référer à l'annexe 2 du guide général de l'INERIS [2] qui présente plusieurs modèles pouvant être utilisés.

Le pétitionnaire **justifiera le choix d'un modèle**. Ce choix est fonction :

- du type de polluant à prendre en compte,
- de l'objectif visé en terme de précision de l'analyse,
- de la qualité et de la quantité des données d'entrée disponibles.

Il doit en outre s'appuyer sur le travail effectué pour identifier les sources (canalisées, diffuses...), les phénomènes physiques, chimiques et biologiques pouvant entrer en jeu (climat, relief...) et sur la définition des scénarios d'exposition,

Les résultats fournis par le modèle seront exprimés en concentrations moyennes annuelles utilisées ensuite pour calculer les concentrations d'exposition de longue durée servant à estimer les risques chroniques.

Dans le cas d'une création d'ISDMA, les concentrations dans le milieu " Air " seront essentiellement basées sur les calculs de dispersion. Le bruit de fond sera celui de la pollution atmosphérique.

Dans le cas d'une extension d'ISDMA, les concentrations mesurées pour l'ISDMA en place seront consultées car elles représentent le bruit de fond et, à titre indicatif, le niveau de concentration pouvant être obtenu.

3.5.6.6 Estimation de la dispersion des émissions non contrôlées de lixiviats dans les eaux souterraines et de surface

Cette partie intervient dans le cas où la voie « Eau » est prise en compte dans l'étude. La dispersion des polluants dans les sols puis les nappes phréatiques nécessite l'utilisation de modèles, différents de ceux utilisés pour estimer la dispersion des rejets canalisés dans un cours d'eau.

Deux niveaux d'approche sont possibles pour la quantification des transferts.

① L'utilisation de modèles simples de transfert, ne prenant en considération que la convection (mouvement de l'eau) et la dispersion, notamment par simple dilution, conduit à une surestimation des concentrations en substances polluantes à l'aval des points d'entrée dans le milieu naturel. Ceci constitue donc une approche conservatrice, protectrice des cibles susceptibles d'être exposées aux polluants attribuables au site.

② Il est cependant possible d'affiner le résultat, dans la mesure des connaissances techniques et scientifiques du moment et des contraintes économiques, en intégrant les différents processus de migration des substances polluantes afin de permettre une prévision plus réaliste des concentrations aux points d'exposition. Compte tenu de leur nombre et de leur complexité, il sera alors fait appel à des modèles complexes de transfert permettant d'inclure, selon les cas, le transfert en zone non saturée (barrière passive incluse), les différents processus susceptibles d'entraîner une disparition ou une adsorption des substances dans les différents milieux étudiés, etc. De même, il pourra être envisagé d'intégrer les gammes de variation de certains paramètres spécifiques au site par une étude de sensibilité.

Il existe, dans les deux cas, plusieurs types de modèles exploitables. Ils vont de la solution analytique simple à une dimension (faisant généralement l'hypothèse d'un milieu homogène) à des modèles complexes en trois dimensions et plusieurs phases (pollution miscible ou non miscible). Ce guide n'a pas vocation à prescrire un modèle plutôt qu'un autre. Ce choix relève de la responsabilité du pétitionnaire qui doit justifier celui-ci notamment au regard de l'adéquation du modèle choisi avec les conditions locales et à sa capacité à reproduire fidèlement les phénomènes en jeu.

Concernant les transferts de polluants dans les eaux, il est recommandé de suivre les prescriptions méthodologiques du guide du BRGM intitulé " Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Applications dans un contexte d'Evaluation détaillée des risques pour les ressources en eau" édité en 2001 [38]. Concernant les rejets canalisés dans un cours d'eau, la modélisation de la dispersion des polluants jusqu'à la station de pompage peut s'appuyer sur le modèle simple développé par l'US-EPA dans le cadre de la méthode HHRAP [39]. De nombreux autres modèles existent, certains d'entre eux sont présentés dans un document de synthèse édité par l'US-EPA [40].

Il existe, de par la littérature actuelle, un grand nombre de modèles de transfert des polluants dans les eaux souterraines et superficielles (cf. bibliographie en Annexe 2-B). Il conviendra de se reporter à ces références pour obtenir une description des caractéristiques et des potentialités de chacun d'entre eux.

Rappelons que toute liste ne saurait être exhaustive. Par ailleurs, les modèles cités sont susceptibles d'avoir évolué ou d'exister avec différentes applications permettant de prendre en compte divers processus ou conditions aux limites.

Dans tous les cas, l'emploi d'un modèle est sujet à un certain nombre de facteurs tels que :

- une définition claire du problème et des objectifs à atteindre ;
- une bonne identification et compréhension des facteurs susceptibles d'influencer le transfert des polluants dans l'environnement, à retranscrire dans le schéma conceptuel du site / de la source ;
- la qualité des données disponibles décrivant l'aquifère, les caractéristiques des substances en question, notamment dans le cas de modélisation en régime transitoire nécessitant des informations relatives aux évolutions dans le temps des concentrations des différents produits ;
- le savoir - faire des opérateurs de ces modèles qui conditionne le choix du modèle le plus approprié à la problématique rencontrée sur le site étudié, la qualité des résultats de modélisation et les temps y afférant⁵⁹.

Le pétitionnaire devra justifier les raisons de son choix. Il pourra dès lors utilement se référer aux documents référencés en Annexe 2-B (notamment : document [7] du MEDD sur les règles de bonnes pratiques en matière de choix et d'utilisation des modèles de transfert et documents [18] de l'US EPA sur l'évaluation des modèles de transport, les règles de bonnes pratiques, et l'estimation de paramètres).

3.5.7 Synthèse des concentrations par média d'exposition

A ce stade de l'étude, le pétitionnaire réalisera la synthèse des concentrations de chaque substance déterminées dans les différents média d'exposition retenus pour l'étude. Cette synthèse pourra se faire grâce au Tableau 29 ci-après.

Tableau 29 : Synthèse des concentrations dans les différents médias considérés

Substance	Concentration dans l'air inhalée au niveau des habitations* (µg / m ³)	Concentration dans les eaux de surface** (µg/L)	Concentration dans les eaux souterraines** (µg/L)
Benzène Trichloroéthylène Cadmium etc			

* Cette colonne pourra être subdivisée si les scénarios d'exposition retenus font intervenir plusieurs zones de concentration atmosphériques différentes (concentrations pour différentes communes, concentrations en des points sensibles précis (école, hôpitaux...).

** Dans le cas où la voie " Eau " est prise en compte (cf. § 2.3)

3.5.8 Estimation des doses et des concentrations journalières d'expositions

3.5.8.1 Voie respiratoire

Dans la mesure où l'on ne fera pas de différence entre les concentrations atmosphériques extérieures et celles à l'intérieur des bâtiments, il n'y a qu'un seul milieu d'exposition respiratoire aux polluants de l'air de chaque zone. Pour l'exposition aux toxiques systémiques*, le code de calcul utilisé pour chaque substance est :

$$\text{CJE} = \text{C} \times \text{TE}$$

avec :

CJE : concentration journalière d'exposition exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

C : concentration de la substance dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ;

TE : taux ou fréquence d'exposition (sans unité).

Pour les **toxiques cancérigènes**, la CJE est pondérée par un facteur temporel lorsque la durée de l'exposition est inférieure à la durée standard de la vie humaine [41]. En effet, les ERU sont donnés pour la vie entière et l'exposition est généralement inférieure à cette durée. La CJE est donc proportionnelle au rapport de la durée de l'exposition (DE) sur la durée de la vie entière (TP) :

$$\text{CJE} = \frac{\text{C} \times \text{TE} \times \text{DE}}{\text{TP}}$$

avec :

CJE : Concentration journalière d'exposition exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

C : concentration de la substance dans l'air, exprimé en $\mu\text{g}/\text{m}^3$;

TE : taux ou fréquence d'exposition (sans unité).

DE : durée d'exposition, exprimée en années ;

TP : temps de pondération, égal à la durée de vie humaine standard (70 ans).

3.5.8.2 Voie orale

L'évaluation de l'exposition par voie orale consiste à calculer la Dose Journalière d'Exposition (DJE_i) exprimée en mg/kg.j [41]. La DJE totale (DJE_t) correspond à la somme des DJE_i calculées pour chaque vecteur d'exposition *i* considéré. Pour l'exposition aux **toxiques systémiques**, le code de calcul utilisé sera :

$$DJE_i = \frac{C_i \times f_i \times Q_i \times BR_o \times TE}{PC}$$

et

$$DJE_t = \sum_i DJE_i$$

avec :

- DJE_t : dose journalière d'exposition totale, exprimée en mg/kg.j ;
- DJE_i : dose journalière d'exposition pour le milieu *i* exprimée en mg/kg.j ;
- C_i : concentration en polluant dans le milieu *i*, exprimé en mg/kg ;
- f_i : fraction de vecteur contaminée, sans unité (exprimé en pourcentage) ;
- Q_i : quantité de vecteur *i* ingéré par jour, exprimé en kg/j ;
- BR_o : biodisponibilité relative* par voie orale, sans unité (exprimé en pourcentage) ;
- TE : taux d'exposition, nombre de jour exposé par an, sans unité (exprimé en pourcentage) ;
- PC : poids corporel, exprimé en kg.

Comme pour la voie respiratoire, la DJE pour les effets cancérogènes est pondérée par un facteur temporel (DE / TP).

$$DJE_i = \frac{C_i \times f_i \times Q_i \times BR_o \times TE \times DE}{PC \times TP}$$

et

$$DJE_t = \sum_i DJE_i$$

avec :

- DJE_i : dose journalière d'exposition pour le milieu *i* exprimée en mg/kg.j ;
- C_i : concentration en polluant dans le milieu *i*, exprimée en mg/kg ;
- f_i : fraction de vecteur contaminée, sans unité (exprimé en pourcentage) ;
- Q_i : quantité de vecteur *i* ingéré par jour, exprimée en kg/j ;
- BR_o : biodisponibilité relative* par voie orale, sans unité (exprimé en pourcentage) ;
- TE : taux d'exposition, nombre de jour exposé par an, sans unité (exprimé en pourcentage) ;
- PC : poids corporel, exprimé en kg.
- DE : durée d'exposition, exprimée en années ;
- TP : temps de pondération égale à la durée de vie humaine standard (70 ans), exprimé en années.

3.6 CARACTERISATION DU RISQUE SANITAIRE

3.6.1 Présentation et objectifs

L'évaluation des risques consiste à appliquer les relations dose-effet aux valeurs d'exposition estimées dans les étapes précédentes. Elle aboutit à l'estimation d'un excès de risque individuel (ERI). Dans le cas d'un effet toxique à seuil, elle permet le calcul du Quotient de Danger (QD). Elle tient compte de toutes les modalités d'exposition : la voie, la durée, les substances.

L'impact sanitaire du projet d'ISDMA sera quantifié **d'une part de manière isolée, sans prendre en compte la pollution de fond et d'autre part ajouté à la pollution de fond**. Le premier cas permet de déterminer le risque attribuable à l'installation seule. Le second cas permet d'estimer le risque cumulé et d'en déduire la part de l'ISDMA dans l'exposition globale. La création d'une ISDMA dans un environnement où l'exposition au bruit de fond est déjà importante (autres installations, fond géochimique) nécessite de prendre des mesures qui dépendent essentiellement de la part relative de chacune des sources d'exposition et des possibilités de réduction de leurs émissions respectives.

3.6.2 Caractérisation du risque pour 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. Le potentiel d'effet toxique est donc représenté par le rapport entre la concentration d'exposition et la VTR. Cet indice est appelé Quotient de Danger (QD).

3.6.2.1 Exposition par voie respiratoire

Le Quotient de Danger pour une exposition par voie respiratoire est obtenu en divisant la CJE (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par la VTR⁶⁰ (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) :

$$\text{QD}_{jr} = \text{CJE}_j / \text{VTR}_{jr}$$

Avec :

QD_{jr} = Quotient de danger pour la substance j, pour la voie respiratoire, sans unité

CJE_j = Concentration journalière d'exposition à la substance j, exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

VTR_{jr} = Valeur toxicologique de référence de la substance j pour la voie respiratoire, exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

La valeur numérique du QD n'exprime pas un risque⁶¹. L'évaluation est de nature qualitative : Un QD inférieur ou égal à 1 signifie que l'exposition de la population n'atteint pas le seuil de dose à partir duquel peuvent apparaître des effets indésirables pour la santé humaine, alors qu'un ratio supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer dans la population, sans qu'il soit possible d'estimer la probabilité de survenue de cet événement. Lorsqu'un QD est supérieur à 1, le nombre de cas d'effet toxique dans une population donnée n'est donc pas accessible mais l'apparition d'un effet toxique ne peut pas être exclue. Lorsqu'il est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique apparaît peu probable, il n'y a théoriquement aucun cas.

Pour tenir compte de la co-exposition à plusieurs toxiques et à défaut d'informations spécifiques à cette association, les quotients de dangers sont additionnés. On obtient alors des Sommes de Quotients de Danger (SQD). Théoriquement, ceci ne peut se faire qu'après avoir vérifié les éléments suivants :

1. il n'existe pas de synergie ou d'antagonisme d'effet entre les toxiques dont les QD sont additionnés,
2. l'effet toxique concerne le même organe cible,
3. le mécanisme d'effet toxique est identique.

En pratique, les QD sont additionnés **lorsque l'organe cible est identique** selon la formule :

$$\text{SQD}_{\text{effet } x} = \sum \text{QD}_{\text{effet } x}$$

où

$\text{SQD}_{\text{effet } x}$: Somme des quotients de danger

$\text{QD}_{\text{effet } x}$: Quotients de danger

⁶⁰ VTR_r = CAA : la Concentration dans l'Air Acceptable, est l'appellation spécifique des VTR pour les toxiques non cancérigènes par voie respiratoire.

⁶¹ Au sens biostatistique du terme, c'est à dire : la probabilité de survenue d'un effet délétère.

3.6.2.2 Exposition par voie orale

Les QD correspondant aux expositions par voie orale (contamination de la chaîne alimentaire et de l'eau) sont calculés de la manière suivante :

$$QD_{jo} = DJE_j / VTR_{jo}$$

avec

QD_{jo} : Quotient de Danger, pour la substance j, par voie orale (sans unité)

DJE_j : Dose journalière d'exposition à la substance j, exprimée en mg/kg.j

VTR_{jo} : Valeur Toxicologique de Référence pour la substance j, pour la voie orale, exprimée en mg/kg.j

De la même manière que pour la voie respiratoire, afin de tenir compte de la co-exposition à plusieurs toxiques et à défaut d'informations spécifiques à cette association, les quotients de dangers sont additionnés selon la formule :

$$SQD_{\text{effet } x} = \sum QD_{\text{effet } x}$$

3.6.3 Caractérisation du risque pour les effets sans seuil

3.6.3.1 Exposition par voie respiratoire

Il est admis que les substances cancérigènes génotoxiques, agissent sans seuil de dose. Cela signifie qu'à toute inhalation non nulle d'un toxique cancérigène correspond une probabilité non nulle (même si elle est infinitésimale) de développer un cancer. Cette probabilité est appelée l'Excès de Risque Individuel (ERI). Un ERI est calculé pour chaque substance cancérigène en multipliant la CJE par l'ERU_i⁶², ce mode de calcul est valable pour les ERI numériquement inférieurs à 10⁻² :

$$ERI_{ir} = CJE_j \times ERU_{jr}$$

avec :

ERI_{ir} : Excès de Risque Individuel de cancer vie entière, pour la substance j par voie respiratoire (sans unité).

CJE_j : Concentration journalière d'exposition à la substance j, exprimée en µg/m³.

ERU_{jr} : Excès de Risque Unitaire de cancer par voie respiratoire, pour le polluant j, exprimé en (µg/m³)⁻¹.

Par ailleurs, pour tenir compte d'une possible additivité des effets cancérigènes, les ERI peuvent être additionnés en Somme d'Excès de Risque Individuel de cancer (SERI). L'évaluateur de risque se doit de respecter la même prudence que pour les effets systémiques, dans un premier temps, seuls les ERI concernant les effets cancérigènes sur le même organe cible seront additionnés. Cela permettra d'établir l'excès de risque individuel pour un type de cancer donné.

3.6.3.2 Exposition par voie orale

Pour les polluants aux effets toxiques cancérogènes, les Excès de Risque Individuels de cancer (ERI) sont calculés en multipliant la DJE par l'ERU_o⁶³, ce mode de calcul est valable pour les ERI numériquement inférieurs à 10⁻² :

$$ERI_{jo} = DJE_j \times ERU_{jo}$$

avec :

ERI_{jo} : Excès de Risque Individuel de cancer vie entière liés à la substance j par voie orale (sans unité).

DJE_j : Dose journalière d'exposition à la substance j, exprimée en mg/kg.j

ERU_{jo} : Excès de Risque Unitaire de cancer par voie orale lié à la substance j, exprimé en (mg/kg.j)⁻¹.

De manière analogue à ce qui a été décrit pour la voie respiratoire, les ERI peuvent être additionnés en une Somme d'Excès de Risque Individuel de cancer (SERI) afin de prendre en compte une possible additivité des effets cancérogènes. Dans un premier temps, seuls les ERI concernant les effets cancérogènes sur le même organe cible seront additionnés. Cela permettra d'établir l'excès de risque individuel pour un type de cancer donné.

3.6.3.3 Estimation de l'excès de risque, tous cancers confondus

Dans un second temps, afin d'estimer l'excès de risque individuel, tous cancers confondus, l'US-EPA recommande d'additionner tous les excès de risques de cancers entre eux quel que soit l'organe cible et la voie de pénétration dans l'organisme (respiratoire ou digestive). Les ERI par voie respiratoire et par voie orale seront donc additionnés pour obtenir un SERI_{tous cancers}.

En fonction du contexte local peut aussi être déterminé un Excès de Risque Collectif (ERC) pour une zone considérée, qui est le produit de l'ERI par l'effectif de la population de la zone considérée. Un rapport de l'AFSSE est attendu sur ce sujet dont les conclusions permettront d'avoir un avis scientifique sur l'approche risque collectif, ses avantages et ses limites.

3.6.3.4 Acceptabilité des risques

L'acceptabilité des risques évalués s'apprécie ensuite par comparaison à des niveaux de risque jugés socialement acceptables. **Il n'existe pas bien entendu de seuil absolu d'acceptabilité**, mais la valeur de 10⁻⁶ (soit un cas de cancer supplémentaire sur un million de personnes exposées durant leur vie entière) est considérée aux USA comme le seuil de risque acceptable en population générale, alors que la valeur de 10⁻⁴

⁶² ERU_r : l'Excès de Risque Unitaire par inhalation est l'appellation spécifique des VTR pour les cancérogènes par voie respiratoire.

⁶³ ERU_o : l'Excès de Risque Unitaire par orale est l'appellation spécifique des VTR pour les cancérogènes par voie orale.

est considérée comme limite acceptable en milieu professionnel. La valeur de 10^{-5} est souvent admise comme seuil d'intervention. Elle est citée dans la circulaire du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) du 10 décembre 1999 comme objectif à atteindre dans le cadre de la dépollution des sols. Ce seuil de 10^{-5} est également utilisé par l'OMS pour définir les valeurs guides de qualité de l'eau de boisson et de qualité de l'air.

3.6.4 Analyses des incertitudes

3.6.4.1 Présentation et objectifs

L'analyse des incertitudes permet, en faisant la synthèse de toutes les lacunes de connaissances qui ont nécessité des hypothèses et en les discutant, d'apprécier le niveau de confiance qui peut être accordé aux résultats de l'évaluation des risques et de formuler des recommandations tenant compte de ces incertitudes. Les incertitudes sur les résultats de l'évaluation des risques sanitaires sont liées aux défauts d'information et au caractère variable de nombreux termes de calcul. Elles seront systématiquement évaluées de manière qualitative. Cela permet de mettre en évidence les points sur lesquelles des connaissances supplémentaires (recherche scientifique approfondie, acquisition de données supplémentaires...) seraient nécessaires et de classer les hypothèses et les paramètres utilisés au cours de l'évaluation en trois classes :

- facteurs de sous-estimation des risques,
- facteurs de surestimation des risques,
- facteurs d'effet inconnu sur l'estimation du risque.

L'analyse qualitative permet de considérer l'ensemble des sources d'incertitude, y compris celles qui sont difficilement quantifiables telles que l'exclusion de certains agents dangereux ou de certaines voies d'exposition, le défaut d'information sur leur toxicité, le bien fondé des VTR utilisées, les interactions entre les effets toxiques, les évolutions temporelles de la nature chimique des polluants, la validité du modèle de dispersion et autres. Lorsque cela est possible, elle peut être complétée par une quantification approximative des facteurs de sous-estimation et de sur-estimation.

Les analyses semi-quantitatives⁶⁴ et quantitatives⁶⁵ des incertitudes et de la variabilité des résultats pourront être utilisées en complément si le pétitionnaire souhaite quantifier l'impact de certains paramètres spécifiques. Elles ne permettent pas de prendre en compte la totalité des incertitudes. Par exemple, certaines incertitudes comme celles liées au manque de connaissances sur la toxicité des substances, à l'exclusion de certaines

⁶⁴ L'analyse semi-quantitative consiste à attribuer un intervalle de variation aux paramètres les plus sensibles et à calculer la variable de sortie correspondant à des valeurs différentes de ces paramètres. Le but de cette démarche est de situer l'estimation des risques issue de l'étude par rapport à une échelle de cas possibles. Le nombre de paramètres d'influence et leurs éventuelles dépendances rendent cet exercice délicat et impossible à réaliser dans certains cas [2].

⁶⁵ L'analyse quantitative est une approche probabiliste de l'estimation du risque. Elle consiste à attribuer une distribution statistique ou une fonction de densité de probabilité à chacun des paramètres sensibles puis à effectuer un grand nombre d'itération de calcul de la variable de sortie en tirant au sort, lors de chaque itération, une valeur pour chaque paramètre en fonction de sa distribution statistique et de ses corrélations avec d'autres paramètres. Elle peut être réalisée grâce à une technique de simulation appelée méthode de Monte-Carlo et nécessite l'utilisation d'un logiciel mathématique [2].

substances de l'étude ou à la modélisation de concentrations ne sont pas prises en compte dans ce genre d'analyse qui nécessite en entrée des paramètres chiffrés.

3.6.4.2 *Tableau de synthèse*

Les incertitudes et la quantification approximative des facteurs d'incertitude pourront être synthétisées dans un tableau final à l'image du Tableau 30 en classant si possible les incertitudes en fonction de leur importance décroissante.

Tableau 30: Classement et poids des principaux facteurs d'incertitude.

Facteurs de surestimation	Facteurs de sous-estimation	Sens de l'incertitude inconnu
• ...	• ...	• ...

3.7 CONCLUSION

La caractérisation du risque sanitaire est l'étape de synthèse de l'évaluation des risques. Elle permet de connaître l'effet des expositions sur les populations en les comparant à des valeurs de référence.

Si l'impact ainsi apprécié apparaît important, l'étude sera reprise en déterminant les marges incorporées dans les calculs faits aux différentes étapes de la démarche et, le cas échéant, en apportant au projet les modifications appropriées pour limiter les rejets à l'origine des impacts.

Le pétitionnaire doit justifier au sein de l'étude d'impact que les risques auxquels sont soumises les populations sont maîtrisés. Il doit notamment décrire :

- la dispersion du polluant dans l'environnement en fonction des flux, les performances du dispositif de destruction du biogaz, le système d'avertissement en cas de dégradation du dispositif, le système de maintenance,
- les modes de maîtrise des émissions atmosphériques diffuses (taille de l'alvéole en exploitation, optimisation du captage), leur surveillance,
- les modes de maîtrise des vecteurs de pollution passifs (véhicules),
- la manière dont l'exploitant garantit le résultat de ces diverses mesures.

4 ANNEXES

4.1 BIBLIOGRAPHIE

1. **InVS, DGS, ENSP, EDF-GDF/SEM, VNC, ADEME**, et al. Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. Saint Maurice: Institut de Veille Sanitaire; Février **2000**.
2. **INERIS**, Institut national de l'environnement industriel et des risques. Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des installations classées pour l'environnement. Projet 3.0. Verneuil-en-Halatte: Ministère chargé de l'environnement; 30 novembre **2001**. Rapport No. DRC-01-25584/DRCG-337/FMa-projet.
3. **Asta J, Bajeat P, Belin C, Bernard A, Berny P, Boudet C**, et al. Le stockage des déchets ménagés et industriels et la santé publique. Version provisoire révisée 2. InVS, INERIS, ADEME, AGHTM, RSD, SFSP ; 10 avril **2003**. Document en cours de publication.
4. **MEDD**, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable. Guide de recommandations à l'usage des tiers-experts pour l'évaluation de « l'équivalence » en étanchéité passive de centre de stockage. Version 1. MEDD; juillet **2002**.
5. **NRC**, National Research Council. Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health. Risk assessment in the federal Government: managing the process. Washington, DC; **1983**.
6. **WHO**, World Health Organization. Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for Health-based exposure limits. Geneva: World Health Organization, United Environmental Programme, International Labor Organization; **1994**.
7. **WHO**, World Health Organization. Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. Geneva: World Health Organization, United Environmental Programme, International Labor Organization; **1999**.
8. **INERIS**, Institut national de l'environnement industriel et des risques. Analyse des rejets atmosphériques de torchères de biogaz. Final. Verneuil-en-Halatte: MEDD - ADEME - SNADE; juillet **1999**. Rapport No. DRC/MAPA/JPo21761n°99/16b.
9. **Hours M, Anzivino-Viricel L, Herrscher M-P, Perrodin Y, B. S, Maitre A**, et al. Etude des polluants atmosphériques émis dans deux centres de stockage des ordures ménagères. Rapport final. Réseau Santé Déchet; novembre **2000**.

10. **INERIS**, Institut national de l'environnement industriel et des risques. Caractérisation des biogaz. Bibliographie, mesures sur sites. Rapport final. Verneuille-en-Halatte: Ministère chargé de l'environnement; **2002**, octobre. Rapport No. DRC-02-27158-AIRE-n°316b-JPo.
11. **US-EPA**, United States - Environmental Protection Agency. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Fifth Edition, Volume I: Chapter 2.4: Municipal Solid Waste Landfill. Final. Washington DC: US-EPA; janvier **1995**.
12. **ATSDR**. 2001 CERCLA Priority List of Hazardous Substances. In <http://www.atsdr.cdc.gov/clist.html>, Agency for Toxic Substances and Disease Registry ; **2001**.
13. **ADEME**, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. Outil de calcul des émissions dans l'air de CH₄, CO₂, SO_x, NO_x issues des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés. Projet; novembre **2002**.
14. **Nedellec V**, Mosqueron L. Recensement des agents émis lors des déversements d'ordures ménagères en situation professionnelle et identification des dangers par inhalation. Environnement, Risques & Santé ; **2002**;1(3):164-177.
15. **Breum N**, Nielsen B, Nielsen E, Midtgaard U, OM. P. Dustiness of compostable waste: a methodological approach to quantify the potential of waste generate airborne micro-organisms and endotoxin. Waste Management Research ; **1997**;15:169-187.
16. **OPERSEI**, Observatoire des pratiques d'évaluation des risques dans les études d'impact. Dossier Questions / Réponses et avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, question 11: Nuisances routières et installations classées. En cours de validation par le CSHPF; **2003**.
17. **Bernardon- Billon V**, Lagache R, Larose S, Noppe J, Vinot JP, *et al.* Les études d'environnement dans les projets routiers "volet air": CERTU, CETE, SETRA, ADEME; juin **2001**.
18. **Ntziachristos L**, Samaras Z, Eggleston S, Gorißen N, Hassel D, Hickman A-J, *et al.* COPERT III. Computer program to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors. (Version 2.1). Copenhagen: European Environment Agency; novembre **2000**.
19. **US-EPA**, United States - Environmental Protection Agency. Non road diesel emission standards. Staff technical Paper. Draft report. Washington DC: US-EPA / Air and Radiation; october 30, **2001**. Report No. EPA420-R-01-052. www.epa.gov/nonroad-diesel/r01052.pdf
20. **US-EPA**, United States - Environmental Protection Agency. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Fifth Edition, Volume I: Apendix A : Miscellaneous Data & Conversion Factors. Final report. Washington DC: US-EPA; September **1985**.
21. **US-EPA**, United States - Environmental Protection Agency. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 13: Miscellaneous Sources; 13.2.2: Unpaved Roads. Final report. Washington DC: US-EPA; September 27 **2001**.
22. **BRGM**, Géoscience pour une Terre durable. Gestion et traitement des sites pollués. Scénarii de référence "sous-sol" pour la France métropolitaine (catalogue des différents contextes

hydrogéologiques susceptibles d'être rencontrés). Rapport final. Orléans; **1997**, Document BRGM 272.

23. **Agences de l'eau**. Evaluation des flux polluants liquides générés par les décharges d'ordures ménagères. Rapport final. Paris: Ministère chargé de l'environnement; **1995**.

24. **Environment Agency (UK)**, Technical Report P1-496/TR, Pollution Inventory discharges to sewer or surface waters from landfill leachates. Knox K. and Robinson H.D, **2001** (disponible à la demande ; <http://www.environment-agency.gov.uk>, Landfill sector specific tools and guidance, R&D documents).

25. **Brula P**. Caractérisation quantitative et qualitative des émissions des centres de stockages des déchets non dangereux. Rapport final. Villeurbanne: Réseau Santé Déchets, POLDEN; **2003**.

26. **Glandier S**. Risques sanitaires liés aux fuites de lixiviats des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés [Mémoire d'ingénieur du génie sanitaire]. Rennes, ENSP; **2002**.

27. **Giroud et Bonaparte**. Leakage through liners constructed with geomembranes - Part I Geomembrane liners. Geotextiles and Geomembranes **1989**; 8(1): 27-67.

28. **Giroud et Bonaparte**. Leakage through liners constructed with geomembranes - Part II Composite liners. Geotextiles and Geomembranes **1989**; 8(2): 71-111.

29. **Rousselin X**, Bosio E, Falcy M. Comparaison des seuils olfactifs de substances chimiques avec des indicateurs de sécurité utilisés en milieu professionnel. Cahier de notes documentaires - Hygiène et sécurité du travail **1994**;156:315-327.

30. **Finley B**, Proctor D, Scott P, Harrington N, Paustenbach D, Price P. Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. Risk Anal **1994**; 14(4): 533-53.

31. **Déoux S**, Déoux P. Habitat qualité santé, clef en main. Les bâtiments respectant l'homme et l'environnement. Le guide de l'habitat sain. Andorra la Vella; **1997**.

32. **InVS**, Institut de Veille Sanitaire. Valeurs toxicologiques de référence: méthode d'élaboration. Saint Maurice: InVS, Département Santé Environnement; janvier **2002**.

33. **AFSSA**. Enquête individuelle et nationale sur les consommations alimentaires. Enquête INCA, principaux résultats. Paris: AFSSA, CREDOC, DGAL; **1999**.

34. **US-EPA**. Exposure Factors Handbook. Vol I: General Factors. US EPA -600P95002FA ed. Washington DC: US Environmental Protection Agency; **1997**.

35. **CSTB**, LHVP. Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation. Rapport final. ADEME / CSTB; avril **2001**

36. **Leduc R**. Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Québec: Ministère de l'Environnement et de la Faune - Direction du milieu atmosphérique; octobre **1998**.

37. **BRGM**. Gestion des Sites Pollués - Diagnostic Approfondi et Évaluation Détaillée des Risques d'un site: BRGM; septembre **2000**. Rapport Version 0, ISBN-7159-0900-4.
38. **BRGM**, Géoscience pour une Terre durable. Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Applications dans un contexte d'Évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. Projet. Orléans: BRGM; **2001**. Document BRGM 300.
39. **US-EPA**, United States - Environmental Protection Agency. Human Health Risk Assessment Protocol. Peer review draft. Washington DC: United States, Environmental Protection Agency; july **1998**. Report No. EPA530-D-98-001B.
40. **US-EPA**, United States - Environmental Protection Agency. Compilation of saturated and unsaturated Zone Modeling Software. Final report. Cincinnati: United States, Environmental Protection Agency; march **1996**. Report No. EPA/600/SR-96/009.
41. **La Goy P. K.** Risk Assessment. Principles and Application for Hazardous Waste and Related Sites. Congres Lo. Parl Ridge; **1994**.
42. **Duboudin C**, Crozat C, Foret T, J. N. Analyse de la méthodologie Copert III, analyse d'incertitude et de sensibilité. Rapport final. SCM, ADEME; octobre **2002**.

4.2 GLOSSAIRE

4.2.1 Glossaire des termes spécifiques ISDMA

Dans un premier temps, nous retiendrons pour ce guide méthodologique les définitions données par l'article 1 de l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockages de déchets ménagers et assimilés (JO des 2 octobre 1997, 2 mars 2002 et 19 avril 2002)

Alvéole : subdivision du casier.

Casier : subdivision de la zone à exploiter délimitée par une digue périmétrique stable et étanche, hydrauliquement indépendante.

Déchet non dangereux : tout déchet qui n'est pas défini comme dangereux par le décret en Conseil d'Etat pris en application de l'article L.541-24 du code de l'environnement.

Déchets inertes : les déchets qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique importante. Les déchets inertes ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles ils entrent en contact, d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine. La production totale de lixiviats et la teneur des déchets en polluants ainsi que l'écotoxicité des lixiviats doivent être négligeables et, en particulier, ne doivent pas porter atteinte à la qualité des eaux de surface et /ou des eaux souterraines.

Déchets ménagers et assimilés : déchets municipaux et déchets non dangereux*.

Déchets municipaux : déchets dont l'élimination au sens du titre IV, livre V du code de l'environnement relève de la compétence des communes (article L.2224-13 et L.2224-14 du code général des collectivités territoriales).

Extension : augmentation de la capacité de stockage autorisée par augmentation de la hauteur de stockage des déchets sur la zone à exploiter ou par augmentation de la superficie de la zone à exploiter.

Installation collective: une installation qui reçoit les déchets de plusieurs producteurs de déchets ou les déchets d'une ou plusieurs collectivités territoriales.

Installation de stockage de déchets ménagers et assimilés : Installation d'élimination de déchets "ménagers et assimilés" par dépôt ou enfouissement sur ou dans la terre, y compris un site permanent (c'est-à-dire pour une durée supérieure à un an) utilisé pour stocker temporairement des déchets ménagers et assimilés, dans les cas :

- de stockage des déchets avant élimination pour une durée supérieure à un an,
- de stockage des déchets avant valorisation ou traitement pour une durée supérieure à trois ans en règle générale."

à l'exclusion :

- du stockage dans des cavités naturelles ou artificielles dans le sous-sol,
- des installations où les déchets sont déchargés afin de permettre leur préparation à un transport ultérieur en vue d'une valorisation, d'un traitement ou d'une élimination en un endroit différent.

Lixiviat : tout liquide filtrant à travers les déchets stockés et s'écoulant de l'installation de stockage ou contenu dans celle-ci.

Période de suivi : période pendant laquelle aucun apport de déchets ne peut être réalisé et pendant laquelle il est constaté une production significative de biogaz ou de lixiviat ou toute manifestation susceptible de nuire aux intérêts mentionnés à l'article 1 de la loi du 19 juillet 1976 susvisée.

Période d'exploitation : période couvrant les actions d'admission et de stockage des déchets.

Traitement : les processus physiques, thermiques, chimiques ou biologiques, y compris le tri, qui modifient les caractéristiques des déchets de manière à en réduire le volume ou le caractère dangereux, à en faciliter la manipulation ou à en favoriser la valorisation.*

4.2.1.1.1 Définitions issues de l'arrêté chaudière du 20 juin 2002

Chaudière : Tout appareil de combustion produisant de l'eau chaude, de la vapeur d'eau, de l'eau surchauffée ou modifiant la température d'un fluide thermique, grâce à la chaleur libérée par la combustion.

Puissance thermique d'un appareil de combustion : La quantité d'énergie thermique, exprimée en mégajoules, contenue dans le combustible, mesurée sur pouvoir calorifique inférieur, susceptible d'être consommée en une seconde en marche maximale continue. Elle est exprimée en mégawatts thermiques (MWth).

Puissance thermique nominale d'un appareil de combustion : La puissance thermique fixée et garantie par le constructeur comme pouvant être délivrée en marche continue, exprimée en mégawatts thermiques (MWth).

Installation : Tout groupe d'appareils de combustion exploités par un même opérateur et situés sur un même site industriel (enceinte de l'établissement) et qui sont ou peuvent être techniquement et économiquement raccordés à une cheminée commune.

Puissance thermique nominale d'une installation : La somme des puissances thermiques nominales unitaires de tous les appareils de combustion qui composent l'installation et qui sont susceptibles de fonctionner simultanément. Elle est exprimée en mégawatts thermiques (MWth).

Biomasse : Tout produit composé de la totalité ou d'une partie d'une matière végétale provenant de l'agriculture ou de la sylviculture et qui peut être utilisé en tant que combustible dans l'objectif d'un usage effectif de l'énergie qu'il contient, ainsi que les déchets ci-après, utilisés en tant que combustibles :

- les déchets végétaux issus de l'agriculture ou de la sylviculture ;
- les déchets végétaux provenant de l'industrie de transformation alimentaire, si la chaleur produite est valorisée ;
- les déchets de liège ;
- les déchets végétaux fibreux issus de la production de pâte vierge et de la production du papier à partir de pâte, s'ils sont co-incinérés sur le lieu de la production et si la chaleur produite est valorisée ;
- les déchets de bois, à l'exception des déchets de bois qui sont susceptibles de contenir des composés organiques halogénés ou des métaux toxiques à la suite d'un traitement avec des conservateurs du bois ou du placement d'un revêtement, y compris en particulier les déchets de bois de ce type provenant de déchets de construction ou de démolition.

4.2.2 Glossaire relatif à l'évaluation des risques sanitaires.

Agent (ou substance) dangereux : agent (physique, chimique ou biologique) capable de provoquer un effet toxique (grave et/ou irréversible) chez l'homme.

CAA : la Concentration Admissible dans l'Air est la Valeur Toxicologique de Référence (VTR*) utilisée pour les effets toxiques non cancérogènes quand l'exposition a lieu par voie respiratoire. Elle s'exprime généralement en mg/m^3 ou en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (milligramme ou microgramme de substance chimique par mètre cube d'air ambiant). La CAA définit pour une durée d'exposition spécifiée la teneur maximale théorique de l'air ambiant en agent toxique qu'un individu, issu d'un groupe sensible ou non, peut inhaler quotidiennement sans que survienne un effet nuisible à sa santé.

CJE : la Concentration Journalière d'Exposition est la concentration atmosphérique inhalée, en tenant compte de la fréquence et de la durée de l'exposition. Elle s'exprime dans la même unité que la CAA*.

Classe de cancérogénicité : classification réalisée par différents organismes concernant le pouvoir cancérogène d'un agent physique, chimique ou microbiologique. Les différentes classes sont choisies en fonction du niveau de preuve disponible dans les études in vitro, chez l'animal et chez l'homme. Il existe trois instances de classification : le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), émanation de l'OMS, l'US-EPA, agence américaine de protection de l'environnement et la Communauté Européenne. Les systèmes de classification du CIRC et de l'US-EPA, les plus couramment utilisés, sont présentés ci-dessous.

	US-EPA	CIRC
Cancérogène chez l'homme	<i>A : Preuves suffisantes chez l'homme</i>	<i>1 : Preuves suffisantes chez l'homme</i>
Cancérogène probable chez l'homme	<i>B1 : Preuves limitées chez l'homme B2 : Preuves non adéquates chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal</i>	<i>2A : Preuves limitées chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal</i>
Cancérogène possible chez l'homme	<i>C : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves limitées chez l'animal</i>	<i>2B : Preuves limitées chez l'homme et absence de preuves suffisantes chez l'animal</i>
Inclassable	<i>D : Preuves insuffisantes chez l'homme et l'animal</i>	<i>3 : Preuves insuffisantes chez l'homme et insuffisantes ou limitées chez l'animal</i>
Probablement non cancérogène chez l'homme	<i>E : Indications d'absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal</i>	<i>4 : Indications d'absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal</i>

Danger : événement de santé indésirable tel qu'une maladie, un traumatisme, un handicap, un décès. Par extension, le danger désigne tout effet toxique, c'est-à-dire un dysfonctionnement cellulaire ou organique, lié à l'interaction entre un organisme vivant et un agent chimique, physique ou biologique.

Dangereux (Agent) : tout facteur, de nature physique chimique ou microbiologique, capable de provoquer un effet toxique chez l'homme et faisant l'objet d'une classification internationale au titre de la directive européenne 67/548/CEE.

Dose : quantité d'agents dangereux mise en contact avec l'organisme. Elle s'exprime en milligramme par kilo de poids corporel et par jour. A défaut de précision, la dose est externe ou administrée (intake).

Dose externe : quantité de polluants se présentant à la barrière biologique par les diverses voies d'exposition (inhalation, ingestion, contact cutané).

Dose interne : quantité de polluants ayant franchi la barrière biologique : c'est la dose externe réduite des taux d'absorption.

DJA : la Dose Journalière Admissible est la valeur toxicologique de référence utilisée pour les effets toxiques non cancérigènes quand l'exposition a lieu par voie orale ou cutanée. Elle s'exprime généralement en mg/kg.j (milligramme de substance chimique par kilo de poids corporel et par jour). La DJA définit la quantité maximale théorique d'agent toxique qui peut être administrée tous les jours à un individu, issu d'un groupe sensible ou non, sans provoquer d'effet nuisible à sa santé.

DJE : la Dose Journalière d'Exposition est l'estimation de la dose reçue par voie orale ou cutanée, en tenant compte de la fréquence et de la durée d'une exposition subchronique ou chronique. Elle s'exprime dans la même unité que la DJA*.

Effet cancérigène : toxicité qui se manifeste par l'apparition de cancers. Ce type d'effet apparaît sans seuil de dose (effet probabiliste). Sa fréquence – et non sa gravité – est proportionnelle à la dose.

Effet le plus sensible : parmi les effets toxiques d'un agent dangereux, celui qui survient au plus faible niveau de dose dans l'espèce animale la plus sensible (aussi appelé effet critique).

Effet systémique : toxicité d'un agent polluant se manifestant par une atteinte non cancéreuse d'un tissu ou d'une fonction. Ce type d'effet survient au-delà d'un seuil de dose (effet déterministe). Sa gravité est proportionnelle à la dose.

ERI : Excès de Risque Individuel : probabilité de survenue d'un danger, au cours de la vie entière d'un individu, liée à une exposition à un agent cancérigène (sans unité).

ERU : ERI pour une exposition vie entière égale à 1 unité de dose d'agent dangereux. Cet indice est la valeur toxicologique de référence (VTR*) pour les effets toxiques cancérigènes. Il représente en général la pente de la borne supérieure de l'intervalle de confiance de la courbe dose-réponse et s'exprime, pour une exposition orale ou cutanée, en $(\text{mg}/\text{kg}.\text{j})^{-1}$.

Exposition : désigne, dans le domaine de la santé environnementale, le contact entre une situation ou un agent dangereux et un organisme vivant.

Exposition aiguë : temps de contact entre l'agent dangereux et l'individu d'une durée généralement inférieure à 14 jours (consécutifs).

Exposition chronique : temps de contact entre l'agent dangereux et l'individu d'une durée généralement supérieure à 365 jours (consécutifs).

Exposition subchronique : temps de contact entre l'agent dangereux et l'individu d'une durée généralement comprise entre 15 et 365 jours (consécutifs)

LOAEL, Lowest observed adverse effect level : dose ou concentration la plus faible ayant provoqué un effet nocif observé – par rapport à un groupe témoin (qui n'a pas reçu le toxique mais qui était soumis à toutes les autres conditions de l'expérimentation) – au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique. Les résultats d'une seule étude ne suffisent pas pour établir un LOAEL, il faut que les effets toxiques soient observés dans plusieurs espèces animales (au moins deux), ou dans différentes populations humaines. On utilise un LOAEL pour dériver une VTR chez l'homme uniquement s'il n'y a pas de NOAEL disponible.

NOAEL, Non observed adverse effect level : dose ou concentration la plus élevée ne provoquant pas d'effet nocif observable chez l'espèce la plus sensible – par rapport à un groupe témoin. A condition d'être observé dans au moins deux espèces animales différentes, le NOAEL est l'indice toxicologique **privilégié** pour dériver les VTR des toxiques systémiques.

Organe cible : organe ou système où s'exprime l'effet critique* d'un agent dangereux.

QD : Quotient de Danger, rapport entre la DJE* et la DJA* de l'agent dangereux pour la voie et la durée d'exposition correspondantes. Le QD (sans unité) n'est pas une probabilité de survenue de l'effet il indique seulement la proportion d'exposition par rapport au seuil toxicologique. Il concerne uniquement les effets non cancérogènes.

Risque : probabilité de survenue d'un danger* (sans unité).

VLE – VME : la Valeur Limite réglementaire (INRS) d'exposition, en conditions professionnelles, à un composé chimique. La **VLE** (valeur limite d'exposition à court terme) est une valeur plafond mesurée sur une durée maximale de 15 minutes. La **VME** (Valeur limite Moyenne d'exposition) est une valeur moyenne mesurée ou estimée sur la durée d'un poste de travail de 8 h. VME et VLE sont exprimées en mg/m³ ou µg/m³, et aussi en ppm ou ppb. L'effet toxique propre à chaque substance que ces limites de concentrations aériennes permettent d'éviter n'est pas donné dans le texte de l'INRS.

VTR : Valeur Toxicologique de Référence. Appellation générique regroupant tous les types d'indice toxicologique qui permettent d'établir une relation entre une dose et un effet (toxique à seuil d'effet) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxique sans seuil d'effet). Les VTR sont établies par des instances internationales (l'OMS ou le CIPR, par exemple) ou des structures nationales (US-EPA et ATSDR aux Etats-Unis, RIVM aux Pays-Bas, Health Canada, CSHPF en France, etc.). Les appellations les plus connues sont :

VTR des cancérogènes par voie respiratoire (VTR_{cr})

IUR : Inhalation Unit Risk (US-EPA), exprimé en $[\mu\text{g}/\text{m}^3]^{-1}$

UR : Unit Risk (OMS⁶⁶), exprimé en $[\mu\text{g}/\text{m}^3]^{-1}$

ERUi : Excès de risque unitaire par inhalation (InVS⁶⁷), exprimé en $[\mu\text{g}/\text{m}^3]^{-1}$

VTR des cancérigènes par voie orale (VTR_{co})

SF : Oral Slope Factor (US-EPA), exprimé en $[\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}]^{-1}$

UR : Unit Risk (OMS), exprimé en $[\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}]^{-1}$

ERUo : Excès de risque unitaire voie orale (InVS), exprimé en $[\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}]^{-1}$

VTR des toxiques systémiques par voie respiratoire (VTR_{sr})

RfC : Référence concentration (US-EPA), exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

MRL : Minimal Risk Level (ATSDR⁶⁸), exprimé en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

TC : Tolerable concentration (OMS), exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

CAA : Concentration admissible dans l'Air(InVS), exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

VTR des toxiques systémiques par voie orale (VTR_{sr})

TDI : Tolerable Daily Intake (OMS), exprimé en $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$

MRL : Minimal Risk Level (ATSDR), exprimé en $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$

RfD : Référence Dose (US-EPA), exprimée en $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$

DJA : Dose Journalière Acceptable (InVS), exprimée en $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$

⁶⁶ OMS : Organisation Mondiale de la Santé

⁶⁷ InVS : Institut de Veille Sanitaire (ex RNSP).

⁶⁸ ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry (United-States)

4.3 SIGLES

4.3.1 Institutions

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.

ASTEE : Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (auparavant : AGHTM : Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux)

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières.

CIRC : Centre International de Recherches sur le Cancer.

CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

CSTB : Centre Scientifique et Technique du Bâtiment.

DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales.

DGS : Direction Générale de la Santé (Ministère chargé de la santé)

DPPR : Direction de la prévention de la Pollution et des Risques (Ministère chargé de l'Environnement).

DRASS : Direction Régionale de l'Action Sociale et Sanitaire.

DRIRE : Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement.

EHC: Environmental Health Criteria Monographs

ENSP : Ecole Nationale de Santé Publique.

FNADE : Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement

IARC: International Agency for Research on Cancer

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques.

INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles.

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economique.

InVS : Institut de Veille Sanitaire (ex RNSP).

IPCS-INCHEM: Site Internet de l'OMS rassemblant les données "peer review" de nombreuses instances internationales (JECFA, JMPR, IPCS-CEC, IPCS, PDSs, PIMs, ICSCs, ILO/CIS).

JECFA: Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.

JMPR: Joint FAO/WHO Meeting on Pesticides Residue

MEDD : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

NRC : National Research Council

OMS : Organisation Mondiale de la Santé (WHO : World Health Organization).

RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Institut national de la santé publique et de l'Environnement (Pays-bas).

RNSP : Réseau National de Santé Publique (actuel InVS).

RSD : Réseau Santé Déchets

SFSP : Société Française de Santé Publique

US-ATSDR: United-States, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Etats-Unis)

US-EPA : United States - Environmental Protection Agency.

4.3.2 Autres sigles

CJE : Concentration journalière d'exposition

COV : Composés Organiques Volatils

COVNM : Composés Organiques Volatils non méthaniques

DE : Durée d'exposition

DJE : Dose journalière d'exposition

EI : Etude d'impact

EQRS : Evaluation quantitative des risques sanitaires

ERI : Excès de risque individuel

ERU : Excès de risque unitaire

ERS : Evaluation des risques sanitaires

HAP : Hydrocarbure aromatique polycyclique

ISDMA : Installation de stockage des déchets ménagers et assimilés

LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level

NCE : Nombre de cas en excès

NOAEL : Non Observed Adverse Effect Level

QD : Quotient de danger

RD : Ratio de danger

SERI : Somme des excès de risque individuels

SIG : Système d'information géographique

SRD : Somme des ratios de danger

TE : Taux d'exposition (fréquence d'exposition)

VTR : Valeur toxicologique de référence

4.4 ADRESSES ET SITE INTERNET UTILES

ATSDR : <http://www.atsdr.cdc.gov/>

BRGM : <http://www.brgm.fr> & <http://www.fasp.info>

Health Canada : <http://www.hc-sc.gc.ca/>

InVS : <http://www.invs.sante.fr/>

INERIS : <http://www.ineris.fr/>

IPCS INCHEM : <http://www.inchem.org/>

IRIS (base de données de l'US-EPA) : <http://www.epa.gov/iriswebp/iris/index.html>

Ministère de la santé : <http://www.sante.gouv.fr/>

Ministère de l'Ecologie et du développement durable : <http://www.environnement.gouv.fr/>

Observatoire des pratiques de l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact :

http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/sommaire.htm

OMS : <http://www.who.int/fr/>

TERA : <http://www.tera.org/iter/>

US-EPA : <http://www.epa.gov/>

4.5 DOCUMENTS ANNEXES REFERENCES DANS LE GUIDE

Annexe 1 : Concentrations moyennes de différents polluants mesurés dans le biogaz et en sortie de torchère.	103
Annexe 2 : Documents techniques pour la prise en compte de la voie "Eau" .	108
Annexe 3 : VTR relatives aux 29 composés sélectionnés par le Conseil Scientifique encadré par l'InVS.....	119

Annexe 1 : Concentrations moyennes de différents polluants mesurés dans le biogaz et en sortie de torchère.

D'après les résultats de l'étude de Hours *et al.*, 2000

Annexe 1 – Tableau 1 : Résultats de l'étude RSD [9] pour les métaux :

SUBSTANCE	SITE 1		SITE 2		Moyenne Site 1 + Site 2		Taux d'abattement torchère*
	Torchère (G4)	Biogaz (G0)	Torchère (G1)	Biogaz (G0)	Biogaz	Torchère	
	Particule+gaz	Particule+gaz	Particule+gaz	Particule+gaz	Particule+gaz	Particule+gaz	
	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	
arsenic	0,0120	0,0120	0,0040	0,0050	8,50	8,00	94%
cadmium	0,0080	0,0476	0,0027	0,0030	25,30	5,35	21%
chrome	0,0109	0,0083	0,0169	0,0030	5,65	13,90	246%
mercure	0,0371	0,0372	0,0002	0,0150	26,12	18,63	71%
plomb	0,0450	0,0140	0,0120	0,0050	9,50	28,50	300%
manganèse	1,5880	0,0190	0,0310	0,0028	10,90	809,50	7427%
nickel	0,0140	0,0120	0,0133	0,0020	7,00	13,65	195%
zinc	3,5263	1,3268	0,4771	0,5203	923,55	2001,70	217%
cuivre	0,0397	0,0491	0,0562	0,0096	29,35	47,95	163%
aluminium	3,0770	1,0950	0,4430	0,4670	781,00	1760,00	225%
antimoine	0,0340	0,0087	0,0020	0,0050	6,85	18,00	263%
argent	0,0350	0,0160	0,0020	0,0050	10,50	18,50	176%
Baryum	5,2240	1,7080	0,7108	0,8330	1270,50	2967,40	234%
cobalt	0,0029	0,0030	0,0012	0,0076	5,30	2,05	39%
étain	0,0130	0,0550	0,0015	0,0030	29,00	7,25	25%
fer	0,1819	0,0958	0,1876	0,0870	91,40	184,75	202%
lithium	0,0060	0,0090	0,0012	0,0035	6,25	3,60	58%
molybdène	0,0067	0,0100	0,0013	0,0023	6,15	4,00	65%
sélénium	0,0051	0,0021	0,0007	0,0004	1,23	2,92	238%
vanadium	0,0140	0,0190	0,0028	0,0050	12,00	8,40	70%

* le **taux d'abattement Torchère** est le rapport de la concentration en sortie de torchère sur la concentration dans le biogaz.

Annexe 1 – Tableau 2 : Résultats de l'étude RSD [9] pour les COVNM :

	SITE 1					SITE 2		SITE 1 et 2		taux d'abattement torchère*
	G1 biogaz	G2 biogaz	G3 biogaz	moyenne biogaz site 1	G4 sortie torchère site 1	biogaz	sortie torchère	moyenne biogaz site 1 et 2	moyenne sortie torchère site 1 et 2	
	mg/m3	mg/m3	mg/m3	mg/m3	µg/m3	mg/m3	µg/m3	mg/m3	µg/m3	
1,2 dichloroéthane	0,033	0,082	0,038	0,05	-	-	-	0,05	-	-
Acétone	10,97	22,141	7,593	13,57	266,71	-	-	13,57	266,71	98,03%
Acide chlorhydrique	-	-	-	-	470	-	-	-	470,00	-
Acide fluorhydrique	-	-	-	-	680	-	-	-	680,00	-
Benzène	1,35	0,58	0,604	0,84	17,285	1,32	0,70	1,08	8,99	99,17%
Benzo(a)pyrène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorure de vinyle	0,81	3,229	-	2,02	-	-	-	2,02	-	-
Dioxyde de soufre	-	-	-	-	360	-	-	-	360,00	-
Ethylbenzène	3,35	6,519	4,42	4,76	2,918	-	-	4,76	2,92	99,94%
Monoxyde carbone	-	-	-	0,01	11	-	-	0,01	11,00	0,00%
Naphtalène	0,04	0,121	0,167	0,11	2,148	0,1275	0,2	0,12	1,17	99,01%
Oxydes d'azote	-	-	-	-	320	-	-	-	320,00	-
Poussières	0,12	-	-	-	500	0,004	2	0,06	251,00	-
Sulfure d'hydrogène	106	180	13,9	99,97	0,45	-	-	99,97	0,45	100,00%
Tétrachloroéthylène	0,434	1,076	0,266	0,59	0,396	2,595	0,79	1,59	0,59	99,96%
Toluène	12,7	37,458	11,229	20,46	27,233	31,325	7,8	25,89	17,52	99,93%
Trichloroéthylène	0,744	2,74	0,527	1,34	0,841	2,7675	0,45	2,05	0,65	99,97%
Somme COVNM indiv.	30,40	73,86	24,81	43,70	317,53	38,14	11,94	43,70	317,53	99,27%
COVNM totaux	86,246	242,601	91,749	187,37	895,691			187,37	895,69	99,52%
COVNM indiv / totaux	35,25%	30,45%	27,04%	23,32%	35,45%			23,32%	35,45%	99,75%

* le **taux d'abattement Torchère** est le rapport de la concentration en sortie de torchère sur la concentration dans le biogaz.

Annexe 1 – Tableau 3 : Résultats de l'étude INERIS 1999 [8] pour HCl, HF, poussières, SO₂, H₂S et CO:

	HCl (mg/m ³ rapporté à 11 % d'O ₂ sec)	HF mg/m ³ rapporté à 11 % d'O ₂ sec)	Poussières (mg/m ³ rapporté à 11 % d'O ₂ sec)	SO ₂ (mg/m ³ rapporté à 11 % d'O ₂ sec)	H ₂ S (mg/m ³ rapporté à 11 % d'O ₂ sec)	CO (mg/m ³ rapporté à 11 % d'O ₂ sec)
Site 1	4,2	0,9	0,28	6	-	17,1
	3	0,2	0,16			
Site 2	11,7	2,3	2,8	39	0,0048	88,6
	10,8	2	2,6			
Site 3	2,7	1,2	1,3	6	0,006	1644,7
	1,8	1,1	1,6			
Moyennes	5,70	1,28	1,46	17,00	0,005	583,467

Annexe 2 : Documents techniques pour la prise en compte de la voie « Eau »

A – Grille d’orientation pour le choix de la prise en compte de la voie “ Eau ”

B – Documents techniques et Bibliographie pour les calculs de transfert vers le milieu
“ Eau ”

A – Grille d'orientation pour le choix de la prise en compte de la voie " Eau "

a - La vulnérabilité de l'aquifère

Les infiltrations non contrôlées de lixiviats en fond de cellule d'enfouissement dépendent tout d'abord des caractéristiques de la zone non saturée, première zone de transfert potentiel des polluants au droit de l'installation de stockage et à destination de la nappe. Il convient donc de prendre en compte :

- l'épaisseur de la zone non saturée au droit de l'installation de stockage ;
- ses caractéristiques hydrodynamiques (conductivité hydraulique, porosité, dispersivité, ...).

Les principaux paramètres à prendre ensuite en compte dans la caractérisation des transferts sont ceux propres à la vulnérabilité de l'aquifère dans la zone saturée. Ce sont :

- le gradient hydraulique ;
- la transmissivité.

Mais le transfert dépend aussi du type de milieu géologique à travers lequel circule la nappe. Pour calculer par exemple la vitesse de transfert et la dispersion d'un panache de pollution dans un milieu hydrogéologique, les paramètres suivants sont nécessaires :

- la porosité (distinguer les milieux poreux et fissurés) ;
- la dispersivité (facteur caractérisant la dispersion des polluants dans les eaux souterraines, dépendant du type de milieu, poreux ou fissuré, de l'hétérogénéité et de l'anisotropie).

La nappe phréatique (première nappe rencontrée au droit d'une installation de stockage), n'est pas nécessairement celle dont il est fait usage en aval (puits, sources, nappe alluviale, etc.). Dans le cas où les nappes sont distinctes, il convient, en plus de ce qui suit, de déterminer s'il existe un lien hydraulique entre la nappe phréatique et l'aquifère utilisé, voire de caractériser l'importance de ce lien hydraulique (transfert ou drainage de la nappe phréatique vers l'aquifère faisant l'objet d'un usage particulier).

Le dernier facteur à prendre en compte est la direction⁶⁹ des transferts. Du point de vue de l'EQRS, il convient évidemment de déterminer si l'écoulement souterrain s'effectue en direction des cibles identifiées. Ce point doit être clarifié dans la grille d'orientation.

Il est évident que la présence de cours d'eau (ruisseaux, rivières, sources de débordement) et pièces d'eau (marais, lacs,...) doit être prise en compte. Avant des considérations sur les distances séparant ces éléments hydrographiques et l'installation de stockage, l'existence de liens entre les eaux souterraines et ces éléments hydrographiques doit être recherchée.

Compte tenu enfin de l'existence possible d'une nappe dont la qualité est déjà médiocre (ou dégradée) avant même la mise en place d'une installation de stockage, il faut s'interroger sur la manière dont doit être pris en compte cet état initial.

Un aquifère peut en effet être considéré comme non vulnérable compte tenu de ses caractéristiques hydrodynamiques comparativement aux infiltrations non contrôlées de lixiviats (dilution). Cependant, le cumul de diverses sources de polluants peut accroître le risque jusqu'à le rendre inacceptable. En pratique, cette démarche de vérification nécessite une étude spécifique (risques cumulés) et ne semble pas pouvoir être menée dans une première phase de sélection des situations "à risques".

Les possibilités de dégradation de la qualité du milieu seront évaluées selon différentes hypothèses. En premier lieu, l'installation est supposée fonctionner en conformité avec la réglementation en vigueur (respect de la charge hydraulique maximale imposée en fond de casier, des critères applicables pour les rejets d'effluents, ...).

Par ailleurs, le transfert de polluants vers les eaux (souterraines ou de surface) doit toujours être évalué en fonction des caractéristiques spécifiques du site étudié ; les hypothèses de calcul retenues devront donc être explicitées au cas par cas. Ces hypothèses devront aussi demeurer vraisemblables ; pour les eaux souterraines, on retiendra notamment les points suivants :

- ❑ la réduction de charge hydraulique en fond de casier* liée à un système de drainage par gravité peut contribuer à limiter les émissions potentielles ;
- ❑ la stabilité chimique des géotextiles est variable selon leur nature et selon le type de polluants caractéristiques du lixiviat, ce qui peut devoir être pris en compte à moyen ou long terme ;
- ❑ les infiltrations liées à la présence de défauts dans une membrane en PEHD peuvent être généralement considérées comme de faible importance ;
- ❑ le rôle de la barrière passive (à travers laquelle percolent les éventuelles eaux infiltrées) dans l'atténuation de la charge polluante peut être significatif et nécessiter d'être pris en compte.

Dans le cas d'une création d'ISDMA ex nihilo, l'étude des impacts potentiels liés à l'ISDMA sur le milieu " Eau " devra essentiellement se baser sur des calculs de transfert, sans qu'il n'y ait toujours de possibilité de calage entre les simulations et la réalité observée, ni même de validation des hypothèses de calcul par observation des données de terrain.

Dans le cas d'une extension d'ISDMA, l'étude des impacts potentiels liés à l'extension sur le milieu pourra se baser, selon les situations, sur des calculs de transfert ou sur une observation des impacts déjà constatés pour l'ISDMA en place, ces deux options n'étant pas exclusives l'une de l'autre.

⁶⁹ Le terme "direction" est à prendre au sens large : la dispersion d'un panache de pollution pouvant entraîner une dégradation de la qualité des eaux pour des zones qui ne se situent pas directement en aval et dans l'alignement avec l'installation de stockage par rapport au sens d'écoulement de la nappe.

Les techniques à mettre en œuvre pour la quantification des transferts pourront être très diverses et dépendent de la spécificité de chaque contexte d'étude. Dans tous les cas, il faudra étudier successivement :

- ❑ l'efficacité partielle et/ou la perte d'efficacité des systèmes de confinement (drainage et barrière active),
- ❑ le transfert des polluants jusqu'à la nappe à travers la zone non saturée (barrière passive incluse),
- ❑ le transfert de ces polluants vers les cibles potentielles, via les différentes nappes ou via les eaux de surface.

En plus d'être une fonction d'entrée dans l'EQRS, les résultats de l'évaluation des transferts devront servir à l'appréciation de l'acceptabilité des concentrations simulées dans les eaux pour les usages envisagés de celles-ci. Ainsi, les critères d'acceptabilité porteront par exemple, et le cas échéant, sur :

- les concentrations maximales admissibles pour les eaux destinées à la consommation humaine définies par le décret 1220 du 20 décembre 2001 ou à défaut par les recommandations de l'Organisation Mondiale de la santé pour une ressource en eau potable,
- les concentrations maximales admissibles pour les eaux de baignade (décret n°81-324 du 7 avril 1981, Normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et aux baignades aménagées ; Directive du Conseil concernant la qualité des eaux de baignade n°76/160/CEE)⁷⁰

Pour plus d'informations, des documents relatifs à l'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines figurent en Annexe 2-B.

⁷⁰ Informations en partie extraites du document (38), ch.6, "EDR pour les ressources en eau".

b - Grille d'orientation pour le choix de la prise en compte de la voie " Eau "

Cibles considérées

Données à renseigner	Informations synthétiques (et liens vers d'autres chapitres)	Justifications et/ou remarques particulières
Recensement des cibles : les cibles prioritaires sont l'homme via les eaux (pour tout usage identifié ou programmé).		
Les usages à prendre en compte sont les usages actuels et futurs (programmés). Il sera fait référence au SEQ Eau et au SEQ Eaux souterraines		
<ul style="list-style-type: none"> - Précisions sur les schémas d'aménagement et de gestion des eaux souterraines et de surface (SAGE et SDAGE, plans de gestion piscicoles, zones récréatives etc.) <p><i>Préciser l'échelle d'importance de la ressource (taille du bassin hydrogéologique où la ressource est classée comme devant être préservée, ou vulnérable, ...)</i></p>		
<ul style="list-style-type: none"> - Distance au captage le plus proche (ou périmètre de protection), position par rapport à l'ISDMA (amont ou aval hydraulique, pour les eaux souterraines et de surface) et formation géologique aquifère concernée. 		
<ul style="list-style-type: none"> - Distance à l'eau de surface (cours d'eau, plan d'eau) la plus proche et usages identifié, 		
<ul style="list-style-type: none"> - Population desservie par l'eau provenant du ou des captages AEP, 		
<ul style="list-style-type: none"> - Autres usages de l'eau recensés et proximité de ces usages par rapport à l'ISDMA(alimentation en eau, arrosage de jardins potagers, baignade, etc.), et unités hydrogéologiques ou hydrologiques (cours d'eau, plans d'eau) concernées, 		
Directions de transfert : Le terme " direction " est à prendre au sens large du fait de la dispersion d'un panache potentiel de pollution.		
<ul style="list-style-type: none"> - Direction des écoulements souterrains 		
<ul style="list-style-type: none"> - Positionnement des cibles associés à un usage programmé ou avéré par rapport à l'écoulement. Ce positionnement doit se faire sur la base d'informations hydrogéologiques récentes et sur la base du recensement préalable des cibles 		
<i>Au vu des informations précédentes : Appréciation du caractère significatif du seul facteur "CIBLES" pour le risque sanitaire via les eaux souterraines</i>		
...		
<i>Au vu des informations précédentes : Appréciation du caractère significatif du seul facteur "CIBLES" pour le risque sanitaire via les eaux de surface</i>		

Transferts dans la zone non saturée, dans les eaux souterraines et circulations préférentielles

Xxx Données à renseigner	Informations synthétiques (et liens vers d'autres chapitres)	Justifications et/ou remarques particulières
Géologie et hydrogéologie régionale : la vulnérabilité de la ressource dépend des caractéristiques des différents aquifères, lesquels sont soit une cible à part entière (ressource à protéger), soit une voie de transfert vers les cibles humaines identifiées.		
- Description régionale des différentes formations géologiques - aquifères ou non - (lithologie et la stratigraphie). La nature des roches - meubles (granulaires) ou compactes (milieu fissuré ou karstique) et la présence de fracturation et/ou de failles sera renseignée		
- Description du fonctionnement du système hydrogéologique : les types d'aquifères rencontrés seront renseignés (captifs - jaillissant ou non- ou libre). <i>Précisions sur les zones d'alimentation et les exutoires des nappes. En cas de présence de nappes distinctes, caractérisation du lien hydraulique entre la nappe phréatique et les nappes sous-jacentes (notamment la ou les nappes dont il est fait usage ou devant être protégées),</i>		
- Indications fournies sur les cartes de vulnérabilité à la pollution des nappes et des eaux souterraines		
- Qualité des eaux souterraines : connaissance du " fond hydrogéochimique ", naturel ou anthropique (en amont et en aval hydraulique de l'ancienne ISDMA en cas d'extension)		
Conditions hydrogéologiques locales		
- Perméabilité et transmissivité des principales formations géologiques aquifères, - Gradients hydrauliques (horizontaux, et verticaux au besoin),		
- Drainance entre les différentes nappes, temporaires ou non, et précisions sur les formations géologiques non aquifères (semi-perméable). <i>On pourra utilement se rapporter le type de contexte rencontré à ceux décrits dans le catalogue de référence BRGM - document [13]</i>		
Paramètres liés au transport des polluants (caractérisant le mode de transfert des polluants dans les aquifères, lequel dépend du type de milieux géologique à travers lequel circule la nappe)		
- Type de porosité (milieux poreux et fissurés) et importance		
- Ordre de grandeur des vitesses de transport dans les unités hydrogéologiques ,		
- Présence identifiée ou recensée de zones d'écoulement et de transfert préférentielles (failles, fissures, chenaux, réseaux karstiques, etc.).		

Xxx Données à renseigner	Informations synthétiques (et liens vers d'autres chapitres)	Justifications et/ou remarques particulières
Transferts à travers la zone non saturée : caractéristiques de la ZNS* présente sous l'installation de stockage de déchets (zone comprenant la barrière passive <u>naturelle</u> existante le cas échéant) Les caractéristiques de la zone non saturée à travers laquelle s'effectue le transfert éventuel de polluants conditionnent la vulnérabilité des eaux souterraines		
- Caractéristiques générales des formations géologiques locales constituant la zone non saturée : lithologie, stratigraphie, nature des roches - meubles (granulaires) ou compactes (milieu fissuré ou karstique),		
- Epaisseur de la ZNS au droit de l'installation de stockage de déchets, ou proximité de la nappe phréatique (en périodes de hautes et basses eaux) à la fois par rapport au terrain naturel et par rapport au fond des casiers. <i>Les plus hautes eaux connues de la nappe libre sont-elles susceptibles d'intercepter la zone d'enfouissement (en fonction de l'emprise verticale de l'ISDMA).</i>		
- Caractéristiques hydrodynamiques de la zone non saturée (conductivité hydraulique, type de porosité et importance).		
- Eléments susceptibles de favoriser des circulations préférentielles (d'ordre stratigraphiques, ou milieu fissuré ou karstique),		
<i>Au vu des informations précédentes : Appréciation du caractère significatif du seul facteur "TRANSFERTS" pour le risque sanitaire via les eaux souterraines</i>		
...		

ZNS : Zone non saturée

Eaux de surface et rejets dans le milieu

Eaux de surface : description des eaux de surfaces (ruisseaux, rivières, sources, marais, lacs,...) qui doivent être pris en compte dès lors qu'un usage (avéré ou programmé) est identifié :		
- Liens identifiés entre les eaux souterraines et les eaux de surface, Directions de drainage des eaux souterraines en fonction des saisons, présence de sources.		
- Potentiel d'inondation du site et fréquence de la crue.		
- Rôle de la recharge pluviométrique sur le régime de la nappe phréatique (potentiel d'infiltration en fonction de la couverture des sols, zones d'érosion, topographie, pente et présence de fossés drainants).		
- Présence actuelle / future de rejets autorisés (effluents traités) dans les eaux de surface		
- Qualité des eaux de surface : état qualitatif des eaux de surface (plans de gestion piscicoles, zones récréatives, ...), altérations et aptitudes aux usages (SEQ Eau),		
<i>Au vu des informations précédentes : Appréciation du caractère significatif des seuls facteurs "TRANSFERT" et "REJETS" pour le risque sanitaire via les eaux de surface</i>		
...		

B – Documents techniques et bibliographie pour les calculs de transfert vers la voie “ Eau ”

① Recensement indicatif d'ouvrages relatifs à la **production de lixiviat** et aux **bilans hydriques d'ISDMA** :

- document [25] : rapport BRGM sur le calcul des bilans hydriques appliqués aux ISDMA,
- document [3] : étude sur la modélisation de la production de lixiviat en centre de stockage de déchets ménagers,
- document [36] : guide pour la réalisation de bilans hydriques appliqués à des ISDMA,
- document [34] : modèle HELP (US) de bilans hydriques appliqués à des ISDMA,
- documents [23] et [24] : études sur la production de lixiviats.

② Recensement indicatif d'ouvrages proposant des **méthodes de calculs de l'infiltration à travers les barrières** actives et passives de confinement des lixiviats de déchets au droit d'une installation de stockage de déchets :

- document [31] du MEDD sur l'évaluation de l'équivalence en étanchéité passive de centre de stockage,
- documents [21] et [22] : "Leakage through liners constructed with geomembranes",
- document [12], 11. "Design and construction of RCRA/CERCLA final covers", et notamment le chapitre 2, section "Flow rates trough liners" ;
- document [33], et notamment l'annexe D "A Review of Methods to Estimate Leachate Production From Landfills" ;
- document [34], et notamment les sections 4.15 "Soil Liner Percolation", et 4.16 "Geomembrane Liner Leakage" (Vapor Diffusion Through Intact Geomembranes and Leakage Through Holes in Geomembranes),
- document [19] sur la capacité d'échange cationique dans les géomembranes bentonitiques.

③ Recensement indicatif d'**études de cas sur les émissions non contrôlées de lixiviats sous les barrières actives** :

- document [32] : compilation d'un ensemble de plus de 120 expérimentations réalisées *in situ* au droit de différents types d'installations utilisant des membranes de confinement, parmi lesquelles des sites d'enfouissement,
- document [4] : compilation de différents résultats de mesures de débits d'infiltration pour des sites d'enfouissement équipés de doubles systèmes de collecte de lixiviats,
- document [17] : compilation de l'analyse de 10 cellules expérimentales réalisées au droit d'un site d'enfouissement en 1978.

④ Recensement indicatif d'**études relatives au comportement des polluants issus des lixiviats** au droit et en aval hydraulique d'ISDMA:

- documents de synthèse [9] : "Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers", [10] : "Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes", et [11] : "Biogeochemistry of landfill leachate plumes",
- documents synthétiques d'étude de cas : [26], "Pollutant migration from two sanitary landfill sites near Sarnia, Ontario", [8] : "Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study",
- document [19] : guide UK-EPA "Cation Exchange Capacity in Composite Landfill Liners",
- document [16] : guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes.

⑤ Recensement de documents relatifs à l'étude de la **vulnérabilité des eaux souterraines** et aux **évaluations des risques via les eaux** :

- document [29] : rapport BRGM, établissement de la vulnérabilité des eaux souterraines aux pollutions (système DRASTIC [2] ou autre),
- Document [13] : guide BRGM, Scénarii de référence pour la France métropolitaine (catalogue des différents contextes hydrogéologiques susceptibles d'être rencontrés,
- document [7] : guide MEDD, diagnostic approfondi et évaluation détaillée des risques, annexe 3 - paramètres communs à apprécier pour les principaux milieux de transfert, et annexe 6 - Règles de bonnes pratiques en matière de choix et d'utilisation des modèles de transfert,
- document [31] : guide MEDD pour l'évaluation de "l'équivalence" en étanchéité passive de centre de stockage,
- documents [18] : guides UK-EPA pour l'élaboration de modèles conceptuels, pour le choix de codes numériques, pour le choix de paramètres dans les évaluations des risques via les eaux souterraines (transfert des polluants).

Bibliographie de l'annexe 2 :

1. Agence de l'eau Rhin Meuse, février 1993, Guide technique des études de vulnérabilité et de protection des captages d'eau souterraine, synthèse, *disponible sous <http://www.eau-rhin-meuse.fr/>*
2. Aller, L., *et al.*, 1987, DRASTIC-A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/2-87-036, 455 p., *disponible sous <http://www.epa.gov>*
3. Bellanfant Gael, 2001, Thèse de doctorat de l'INPL, Modélisation de la production de lixiviats en centre de stockage de déchets ménagers
4. Bonaparte R. and Gross B.A., 1990, Field behavior of double-liner systems, in Waste containment facilities, Geotechnical special publication n°26, Ed. R. Bonaparte, Publ. American Society of Civil Engineers
5. BRGM, 1996, Etude sur la contribution des eaux souterraines à la qualité des eaux de surface, Rapport public BRGM R 38793,76 p., 23 fig., 17 tabl., 3 ann ;
6. BRGM, 2000, Classeur Gestion des Sites (Potentiellement) Pollués - Guides relatifs à l'Evaluation Simplifiée des Risques (version 2 - juillet 2000, ISBN 2-7159-0899-7), *disponible sous <http://www.fasp.info>*
7. BRGM, MEDD, 2000, Classeur Gestion des Sites Pollués - Diagnostic Approfondi et Évaluation Détaillée des Risques d'un site (version 0 - septembre 2000, ISBN-7159-0900-4), *disponible sous <http://www.fasp.info>*,

8. Cherry J.A. Guest-Editor, (1983). Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study. *Journal of Hydrology*, vol 63: (Special Issue) ,
9. Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L., Holm, P.E., (1994), Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers, *Crit. Rev. in Environ. Scio. Technol.*, 24, 119-202,
10. Christensen, T.H., L., Poul, P., Bjerg, Banwart, S. A., Jakobsen, R., Heron, G., Albrechtsen, H.-J., (2000), Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes, *Journal of Contaminant Hydrology* 45, 165–241
11. Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., (2001), Biogeochemistry of landfill leachate plumes, *Applied geochemistry* 16, 659-718,
12. Design and construction of RCRA/CERCLA final covers, 1991, Seminar publication, Eastern Research Group, Inc., US EPA/625/4-91/025, *disponible sous <http://www.epa.gov>*
13. Document BRGM n°272, 1997, Gestion et traitement des sites pollués ; Scénarii de référence pour la France métropolitaine (catalogue des différents contextes hydrogéologiques susceptibles d'être rencontrés), *disponible sous <http://www.fasp.info>*,
14. Document BRGM n°273, 1997, Conception d'un réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines au droit d'un centre de stockage de déchets, ultimes ou non, Guide méthodologique,
15. Document BRGM n°298, 2001, Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués, *disponible sous <http://www.fasp.info>*
16. Document BRGM n°300, 2001, Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes, *disponible sous <http://www.fasp.info>*
17. Düllmann H. and Eisele B., (1993), The analysis of various landfill liners after 10 years exposure to leachate, in *Geoconfine 93*, Ed. Arnoult, Barrès et Côme, Publ. A.A. Balkema ,
18. Environment Agency (UK), Groundwater and contaminated land publications : Benchmarking and Guidance on the Comparison of Selected Groundwater Risk-Assessment Models (NC/00/14), Assessing Contaminant Fate and Transport Models (NC/99/38/1), Guide to good practice for the development of conceptual models (NC/99/38/2), Assigning values to uncertain parameters in Contaminant Transport Modelling. (NC/99/38/3), *disponibles sous <http://www.environment-agency.gov.uk/>*
19. Environment Agency (UK), Cation exchange capacity (CEC) in composite landfill liners, Worksheet v1.0: User Manual, National Groundwater & Contaminated Land Centre report NC/01/45 , *disponible sous <http://www.environment-agency.gov.uk/>* ,
20. Environment Agency (UK), Technical Report P1-496/TR, Pollution Inventory discharges to sewer or surface waters from landfill leachates. Knox K. and Robinson H.D, 2001 ,
21. Giroud et Bonaparte, (1989), Leakage through liners constructed with geomembranes-Part I. Geomembrane liners. *Geotextiles and Geomembranes Vol.8(1):27-67*,
22. Giroud et Bonaparte, (1989), Leakage through liners constructed with geomembranes-Part II. Composite liners. *Geotextiles and Geomembranes Vol.8(2):71-111*,
23. Guyonnet, D., Didier-Guelorget, B., Provost, G., Feuillet, C. (1996) - Interprétation des volumes d'effluents liquides collectés sur deux sites de stockage de déchets ménagers et assimilés. *Techniques Sciences et Méthodes*, no. 12, 59-67
24. Guyonnet, D., Didier-Guelorget, B., Provost, G., Feuillet, C. (1998) - Accounting for water storage in landfill leachate modelling. *Waste Management & Research*, 16 : 3 : 285-295
25. Guyonnet D, Bourin-Mabille M. MOBYDEC (MOdèle gLObal de Bilan hYdrique de DECharge), version 2.1, Manuel d'utilisation; 2003. Report No: RAP. BRGM-RP-52668-FR
26. D. C. Goodall and R.M. Quigley, (1977), Pollutant migration from two sanitary landfill sites near Sarnia, Ontario, *Canadian Geotechnical Journal*, vol.14, p.223-236

27. Guidance note on leachate management for MSW landfills, The World Bank, (1999), Urban Waste Management Thematic Group,
28. A. Jones-Lee and G.F. Lee, (1993), Groundwater Pollution by Municipal Landfills: Leachate Composition, Detection and Water Quality Significance, Proc. Sardinia '93 IV International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, p.1093-1103
29. Lallemand Barrès, 1992, Méthodologie d'évaluation des risques de pollution des eaux souterraines, et des risques engendrés par cette pollution, éditions BRGM, Rapport public BRGM R34 599 ,
30. MEDD, 2003, Guide méthodologique pour la mise en place et l'utilisation d'un réseau de forages permettant d'évaluer la qualité de l'eau souterraine au droit ou à proximité d'un site (potentiellement) pollué, version corrigée Mars 2003, *disponible sous <http://www.fasp.info>*
31. MEDD, 2002, Guide de recommandations à l'usage des tiers-experts pour l'évaluation de "l'équivalence" en étanchéité passive de centre de stockage, Version 1, *disponible sous <http://www.environnement.gouv.fr>* ,
32. Rollin A.L. and Jacquelin T., 1998, Geomembrane failures : lessons learned from Geo-Electrical leaks surveys, Leak Location Service inc. , Canada ,
33. Rooker A. P., 2000, A critical évaluation of factors required to terminate the post-closure monitoring period at solid waste landfills, MSc Environmental Engineering and Water Resources, North Carolina State University, *disponible sous http://www4.ncsu.edu/~barlaz/post_closure/pdf/thesis.pdf*
34. Schroeder, P. R., Dozier, T.S., Zappi, P. A., McEnroe, B. M., Sjostrom, J. W., and Peyton, R. L. (1994). "The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering Documentation for Version 3," EPA/600/R-94/168b, September 1994, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC. *disponible sous <http://www.wes.army.mil/el/elmodels/pdf/help3doc.pdf>*
35. SDAGE Rhône Méditerranée Corse, juin 1999, Connaissance et gestion des ressources en eaux souterraines dans les régions karstiques, Guide technique n°3, *disponible sous <http://www.eaurmc.fr/>* ,
36. US-EPA, MSW Landfill : regulation and criteria technical manual (disponible sous <http://www.epa.gov>)

Annexe 3 : VTR relatives aux 29 composés sélectionnés par le Conseil Scientifique encadré par l'InVS

(mise à jour de novembre 2003 pour les substances retenues a minima par le groupe pour les EQRS et novembre 2002 pour les autres [3])

□ Voie orale - Substances à effet cancérigène

Tableau 1 : Substances pour lesquelles aucune VTR n'est disponible pour les effets cancérigènes d'une exposition chronique par voie orale (Novembre 2002):

<i>Substances organiques</i>	<i>Métaux</i>	<i>Autres substances</i>
1,1 dichloroéthane	Cadmium	Ammoniac
Phénol	Chrome	Sulfure d'hydrogène
Toluène	Manganèse	Méthylmercaptan
1,1 dichloroéthylène	Mercure	Ethylmercaptan
Tétrachloroéthylène	Nickel	PM ₁₀
Trichloroéthylène	Plomb	Toluène
	Zinc	1,1 Dichloroéthylène

Tableau 2: VTR pour une exposition chronique orale des substances a effet cancérigène, sélectionnées pour l'étude des polluants traceurs des installations de stockage de déchets (Novembre 2002).

Numéro CAS	Nom de la substance	Classe EPA ⁷¹ / CIRC ⁷²	Site de cancer par voie orale	VTR (mg/kg/j) ¹	Source et date
107-06-2	1,2 dichloroéthane	B2	Hémangiosarcomes(A)	9,1 10 ⁻²	US-EPA, 1991
71-43-2	Benzène	A	Leucémie (H)	1,5-5,5 10 ⁻²	US-EPA, 2000
75-27-4	Bromodichlorométhane		Reins (A)	6,2 10 ⁻²	US-EPA, 1993
50-32-8	Benzo(a)pyrène		Système digestif (A)	7,3	US-EPA, 1994
			Système digestif (A)	4,3 10 ⁻¹	OMS, 1998
75-01-4	Chlorure de vinyle	A	Foie (A)	1,5	US-EPA, 1994
		1	Foie (A)	6 10 ⁻²	OMS, 1996
(? et 11097-69-1)	Aroclor 1260 et 1254	2A B2	Foie (A)	2 4 10 ⁻¹ 7 10 ⁻²	US-EPA, 1996
1746-01-6	Dioxines	B2	Multi-site (H)	6,2 10 ⁺³	US-EPA, 1998
7440-38-2	Arsenic	A	Peau (H) ⁷³	1,5	US-EPA, 2000
		1	Peau (H)	1,5	OMS, 1996
60-57-1	Dieldrine	B2	Foie (A)	16	US-EPA, 1993
50-29-3	DDT	B2	Foie (A)	0,34	US-EPA, 1991

⁷¹ A = Cancérigène chez l'homme (US-EPA)

B = Cancérigène probable chez l'homme, B1 = preuves épidémiologiques limitées, B2 = preuves suffisantes chez l'animal mais inadéquates ou inexistantes chez l'homme.

C = Cancérigène possible chez l'homme

D = Inclassable comme cancérigène chez l'homme

⁷² 1 = Cancérigène chez l'homme (CIRC)

2A = Cancérigène probable, connaissances épidémiologiques limitées et connaissances chez l'animal ou données pertinentes (CIRC)

2B = Cancérigène possible chez l'homme, connaissances épidémiologiques limitées ou connaissances chez l'animal, ou connaissances limitées chez l'animal et données pertinentes (CIRC)

3 = Inclassable (CIRC)

⁷³ (A) : études princeps ayant permis de dériver les VTR d'origine animale (H) : études princeps ayant permis de dériver les VTR d'origine humaine (épidémiologique)

□ Voie orale - Substances à effet non cancérigène

Tableau 3 : Substances pour lesquelles aucune VTR n'est disponible pour les effets non cancérigènes d'une exposition chronique par voie orale (Novembre 2002):

<i>Substances organiques</i>	<i>Métaux</i>	<i>Autres substances</i>
1,1 dichloroéthane	Aroclor 1260	Méthylmercaptan
1,2 dichloroéthane		Ethylmercaptan
Benzène		PM ₁₀

Tableau 4 : VTR pour une exposition chronique orale des substances non-cancérigènes sélectionnées pour l'étude des polluants traceurs des installations de stockage de déchets (Novembre 2002)

Numéro CAS	Nom de la substance	Effets et Organe(s) cible (s)	VTR orale mg/kg.j	facteur incertitude	Source et date
108-95-2	Phénol	Développement (A)	$3 \cdot 10^{-1}$	300	US-EPA, 2002
75-27-4	Bromo-dichlorométhane	Rein (A)	$2 \cdot 10^{-2}$	1000	US-EPA, 1991
109-88-3	Toluène	Foie (A)	$2 \cdot 10^{-1}$	1000	US-EPA, 1990
		Foie (A)	$2,23 \cdot 10^{-1}$	1000	OMS, 2000
		Neurologique (A)	$2 \cdot 10^{-2}$	300	ATSDR, 2000
75-35-4	1,1 Dichloroéthylène	Foie (A)	$5 \cdot 10^{-2}$	100	US-EPA, 2002
		Foie (A)	$9 \cdot 10^{-3}$	1000	OMS 2000
		Foie (A)	$9 \cdot 10^{-3}$	1000	ATSDR 1994
79-01-6	Trichloréthylène	Foie (A)	$2,38 \cdot 10^{-2}$	3000	OMS, 2000
127-18-4	Tétrachloroéthylène	Foie (A)	$1 \cdot 10^{-2}$	1000	US-EPA, 1988
75-01-4	Chlorure de vinyle	Foie (A)	$3 \cdot 10^{-3}$	30	US-EPA, 2000
1746-01-6	Dioxines	Développement (A)	$1 \cdot 10^{-9}$	100	ATSDR, 1998
		Multiples (dont cancers)	$1-4 \cdot 10^{-9}$	100	OMS, 1998
11097-69-1	Aroclor 1254	Immunologiques	$2 \cdot 10^{-5}$	300	ATSDR, 2000
		Immunologiques	$2 \cdot 10^{-5}$	300	US-EPA, 1994
		Peau (H)	$3 \cdot 10^{-4}$	3	US-EPA, 2000
7440-38-2	Arsenic	Peau (H)	$2 \cdot 10^{-3}$?	JECFA 1983 Dans OMS 1996
		Peau (H)	$3 \cdot 10^{-4}$	3	ATSDR, 2000
		Rénal (H)	$5 \cdot 10^{-4}$ (eau) $1 \cdot 10^{-3}$ (aliments)	10	US-EPA, 1998
7440-43-9	Cadmium	Rénal (H)	$1 \cdot 10^{-3}$	n.c. (non connu)	OMS, 1999
		Rénal (H)	$2 \cdot 10^{-4}$	10	ATSDR, 1999
18540-29-9	Chrome	n.c. (A)	$3 \cdot 10^{-3}$	300	US-EPA, 1998
7439-96-5	Manganèse	Neurologique (H)	0,14 (aliments) $4,7 \cdot 10^{-2}$ (eau, sols)	1	US-EPA, 1998
		Neurologique (H)	$2 \cdot 10^{-1}$	3	OMS, 1998
7439-97-6	Mercuré	Neurologique (H)	$5 \cdot 10^{-3}$	n.c.	JECFA, OMS, 1996
7440-02-0	Nickel	Diminution poids (A)	$2 \cdot 10^{-2}$	300	US-EPA, 1998
7439-92-1	Plomb	Neurologique, Hématologique (H)	$3,5 \cdot 10^{-3}$	1	OMS, 1996
7440-66-6	Zinc	Hématologique (H)	$3 \cdot 10^{-1}$	3	US-EPA, 1998
		Hématologique (H)	1	n.c.	OMS, 1996
7783-06-4	Sulfure d'hydrogène	Digestif (A)	$3 \cdot 10^{-3}$	1000	US-EPA, 1988
50-29-3	DDT	Hépatique (A)	$5 \cdot 10^{-4}$	100	US-EPA, 1996
		Hépatique (A)	$1 \cdot 10^{-2}$	n.c.	OMS, 1999
60-57-1	Dieldrine	Hépatique (A)	$5 \cdot 10^{-5}$	100	US-EPA, 1990
		Hépatique (A)	$5 \cdot 10^{-5}$	100	ATSDR, 2000
		Hépatique (A)	$1 \cdot 10^{-4}$	250	OMS, 1996

□ Voie respiratoire - VTR des substances cancérigènes

Tableau 5 : Substances pour lesquelles aucune VTR n'est disponible pour les effets cancérigènes d'une exposition chronique par voie respiratoire (Novembre 2002):

<i>Substances organiques</i>	<i>Métaux</i>	<i>Autres substances</i>
1,1 dichloroéthane	Manganèse	Ammoniaque
Phénol	Mercure	Sulfure d'hydrogène
Toluène	Plomb	Méthylmercaptan
1,1 dichloroéthylène	Zinc	Ethylmercaptan
Bromodichlorométhane		PM ₁₀
2,3,7,8 TCDD		
Aroclors 1260 et 1254		

Tableau 6 : VTR pour une exposition chronique par voie respiratoire, des substances cancérigènes sélectionnées pour l'étude des polluants traceurs des installations de stockage de déchets (Novembre 2002)

<i>Numéro CAS</i>	<i>Nom de la substance</i>	<i>Classe</i>	<i>Site de cancer par voie respiratoire</i>	<i>VTR Respiratoire (µg/m³)¹</i>	<i>Source et date</i>	
127-18-4	Tétrachloroéthylène	2A	Hépatique	5,9 10⁻⁶	Cal EPA, 1999	
			Sang, Foie	7,1 10 ⁻⁷	US-EPA, 1998	
107-06-2	1,2 Dichloroéthane	B2	Multiples (A)	2,6 10 ⁻⁵	US-EPA, 1991	
71-43-2	Benzène	A	Sang (H)	2,2 – 7,8 10⁻⁶	US-EPA, 2000	
			1	Sang (H)	4,4 – 7,5 10 ⁻⁶	OMS, 2000
50-32-8	Benzo(a)pyrène	2A	Poumon (H)	8,7 10 ⁻²	OMS, 2000	
75-01-4	Chlorure de vinyle	A	Foie (H)	4,4 10 ⁻⁶ (adulte)	US-EPA, 2000	
			A	Foie (H)	8,8 10⁻⁶ (vie entière)	US-EPA, 2000
			1	Foie (H)	1 10 ⁻⁶	OMS, 2000
127-18-4	Trichloroéthylène	2A	Testicules (A)	4,3 10 ⁻⁷	OMS, 2000	
1336-36-3	PCB	B2	Multiples (A)	1 10 ⁻⁴	US-EPA, 1991	
1746-01-6	Dioxines	B2	Multiples (A)	1,3	US-EPA, 1998	
7440-38-2	Arsenic	A	Poumon (H)	4,3 10⁻³	US-EPA, 2000	
			1	Poumon (H)	1,5 10 ⁻³	OMS, 1999
7440-43-9	Cadmium	B1	Voies respiratoires (H)	1,8 10 ⁻³	US-EPA, 1998	
18540-29-9	Chrome	A	Poumon (H)	1,2 10 ⁻²	US-EPA, 1998	
			1	Poumon (H)	4 10⁻²	OMS, 2000
7440-02-0	Nickel	A	Poumon (H)	2,4 10 ⁻⁴	US-EPA, 1998	
			1	Poumon (H)	3,8 10⁻⁴	OMS, 1999
50-29-3	DDT	B2	Foie (A)	9,7 10 ⁻⁵	US-EPA, 1991	
60-57-1	Dieldrine	B2	Foie (A)	4,6 10 ⁻³	US-EPA, 1993	

□ Voie respiratoire - VTR des substances non-cancérigènes

Tableau 7: Substances pour lesquelles aucune VTR n'est disponible pour les effets cancérigènes d'une exposition chronique par voie respiratoire (Novembre 2002):

<i>Substances organiques</i>	<i>Métaux</i>	<i>Autres substances</i>
1,1 dichloroéthane	Arsenic	Méthylmercaptan
Phénol	Dioxines	Ethylmercaptan
Benzo(a)pyrène		PM ₁₀
Bromodichlorométhane		DDT
Aroclors 1260 et 1254		Dieldrine

Tableau 8 : VTR pour une exposition chronique respiratoire, des substances non-cancérigènes sélectionnées pour l'étude des polluants traceurs des installations de stockage de déchets (Novembre 2003)

<i>Numéro CAS</i>	<i>Nom de la substance</i>	<i>Effets</i>	<i>VTR mg/m³</i>	<i>FI</i>	<i>Source et date</i>
107-06-2	1,2 Dichloroéthane	Hépatique	2,5	90	ATSDR, 2001
75-01-4	Chlorure de vinyle	Hépatique (A)	1 10 ⁻¹	30	US-EPA, 2000
127-18-4	Tétrachloroéthylène	Rénal (H)	2,5 10 ⁻¹	100	OMS, 2000
		Neurologique (H)	2,75 10 ⁻¹	100	ATSDR, 1996
108-88-3	Toluène	Neurologique (H)	4 10 ⁻¹	300	US-EPA, 2001
		Neurologique (H)	2,6 10 ⁻¹	300	OMS, 2000
		Neurologique (H)	3 10 ⁻¹	100	ATSDR, 2000
75-35-4	1,1 Dichloroéthylène	Hépatique (A)	2 10 ⁻¹	30	US-EPA, 2002
7440-43-9	Cadmium	Rénal (H)	5 10 ⁻⁶	n.c.	OMS, 2000
185-40-29-9	Chrome VI (particulaire)	Respiratoire (A)	1 10 ⁻⁴	300	US-EPA, 1998
	Chrome VI (aérosol)	Nez (H)	8 10 ⁻⁶	90	US-EPA, 1998
7439-92-1	Manganèse	Neurologique (H)	5 10 ⁻⁵	1000	US-EPA, 1998
		Neurologique (H)	1,5 10 ⁻⁴	n.a.	OMS, 1999
		Neurologique (H)	4 10 ⁻⁵	500	ATSDR, 2000
7439-97-6	Mercure	Neurologique (H)	3 10 ⁻⁴	30	US-EPA, 1998
		Rénal (H)	1 10 ⁻³	20	OMS, 2000
		Neurologique (H)	2 10 ⁻⁴	30	ATSDR, 1999
7440-02-0	Nickel (soluble)	Respiratoire (A)	2 10 ⁻⁴	30	ATSDR, 1997
7439-92-1	Plomb	Neurologique, Hématologique (H)	5 10 ⁻⁴	1	OMS, 2000
7664-41-7	Ammoniaque	Respiratoire (H)	1 10 ⁻¹	30	US-EPA, 2001
		Respiratoire (H)	2 10 ⁻¹	10	ATSDR, 1990
71-43-2	Benzène	Diminution des lymphocytes	3 10 ⁻²	300	US-EPA, 2003
7783-06-4	Sulfure d'hydrogène	Irritation nasale	2 10 ⁻³	300	US-EPA, 2003

FI = Facteurs d'incertitude pris en compte dans la VTR