

Evaluations quantitatives des risques sanitaires de sites et sols pollués

*Analyse des sources de variations et d'incertitudes
dans l'estimation des expositions*



**EVALUATIONS QUANTITATIVES DES RISQUES SANITAIRES
DE SITES ET SOLS POLLUES**

**ANALYSE DES SOURCES DE VARIATIONS ET D'INCERTITUDES
DANS L'ESTIMATION DES EXPOSITIONS :
CARACTERISATION, ETUDE COMPARATIVE ET VOIES
D'AMELIORATION**

RAPPORT FINAL

décembre 2014

P. DE GIUDICI - SEPIA-Santé



Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Evaluations quantitatives des risques sanitaires de sites et sols pollués. Analyse des sources de variations et d'incertitudes dans l'estimation des expositions : Caractérisation, étude comparative et voies d'amélioration, 2014, 151 p, n°12-0675/1A
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2014

RESUME

Ce travail vise à identifier, caractériser et à comparer les différentes sources d'incertitudes rencontrées dans les études sanitaires de sites et sols pollués afin de définir les priorités en termes de traitement et réduction des incertitudes dans ce type d'études. Les incertitudes rencontrées sont de types variabilité (mise en jeu de phénomènes naturels), erreur (humaine et technologique) et ignorance (ou connaissance imparfaite). La caractérisation des sources d'incertitude a été conduite selon les critères de nature, tendance (sous-estimation ou surestimation de l'exposition), amplitude (quantitative), répercussion (sur le résultat : additive, multiplicative ou autre), traitement actuel (d'après 8 études réelles récentes). L'amplitude est représentée par un indice défini soit par calcul, soit sur la base d'un jugement d'experts. Les amplitudes les plus élevées (indice 100) sont observées sur les incertitudes liées à l'échantillonnage et à la bioaccessibilité des contaminants dans les sols. Viennent ensuite (indices 10 à 20) les échantillonnages de gaz de sol, d'eaux souterraines, d'eaux de surface et d'air intérieur, les mesures *in situ* et les dosages de composés organiques en mélanges, puis (indice 5) les taux d'ingestion involontaire de terre et de consommation de plantes potagères. Les durées et fréquences d'exposition et les autres facteurs humains (poids, débit inhalé) et la gestion des échantillons (avec respect des normes) montrent les amplitudes les plus modérées (indice 2). Les incertitudes de plus fortes amplitudes peuvent être réduites par les méthodes géostatistiques (échantillonnage des sols), et par l'utilisation de tests *in vitro* validés (bioaccessibilité). La réduction des incertitudes liées aux autres échantillonnages et mesures peut être obtenue par le respect de normes et bonnes pratiques et la compétence et savoir-faire des opérateurs. Pour les autres facteurs humains (alimentation, poids, inhalation, fréquence et durée d'exposition) il faudra privilégier l'utilisation de données actualisées et spécifiques de la population étudiée. Des procédures d'amélioration du traitement des incertitudes à l'usage des commanditaires et prestataires sont proposées ainsi que des pistes de recherche à court terme.

MOTS CLES

Sols pollués, incertitude, variabilité, évaluation de risque sanitaire.

SUMMARY

This work aims at identifying, characterizing and comparing the different uncertainty sources of risk assessments of contaminated lands with a view set up priorities in terms of handling and reduction. The uncertainties can be of three types: variability (involvement of natural processes), error (human or technological) and ignorance (or imperfect knowledge). Uncertainties were characterized according to the nature, the trends (under- or overestimation of exposure), magnitude, quantitative propagation, site-dependency and current practices (8 recent studies). Magnitude is featured by an index determined by calculation or expert judgment. Higher magnitude (index 100) is shown by uncertainties surrounding the soil sampling and the bioaccessibility of soil contaminants. Lower magnitude (index 10 to 20) sampling of soil gases, surface and ground waters, indoor air, *in situ* soil analyses, measurement of petroleum hydrocarbon as well as (index 5) ingestion rate of soil and home produced vegetables. Exposure frequency and duration show the lowest magnitude (index 2) together with human exposure factors (food ingestion, body weight, and inhalation rate) and sample management (with adherence to standards). The uncertainties of highest magnitude can be reduced by the use of geostatistical techniques (soil sampling) or development and validation of *in vitro* tests (bioaccessibility). Uncertainties surrounding other sampling and measurements can be reduced by the adherence to relevant standards and best practices and the operators' skill and know-how. As regards human factors (food ingestion, body weight and inhalation rate, exposure duration and frequency), preference should be given to the data from recent and local surveys. Procedure to improve the handling of uncertainties by both land owners and contractors are proposed as well as short-term research projects of moderate cost.

KEY WORDS

Contaminated lands, uncertainty, variability, health risk assessment.

Sommaire

1. Rappel du périmètre de L'étude et Notions de base concernant les incertitudes et variations	1
1.1 Périmètre de l'étude.....	1
1.2 Définitions et notions de base.....	3
1.2.1 Concepts d'incertitude dans les évaluation de risques écologiques et sanitaires.....	3
1.2.2 Sources génériques de variabilité et d'incertitudes et nouvelle classification.....	4
1.2.2.1 Sources de variabilité	4
1.2.2.2 Sources d'incertitudes épistémiques.....	5
1.2.2.3 Nouvelle classification des incertitudes selon les sources.....	6
1.2.3 Justification d'une analyse d'incertitude dans une évaluation de risques sanitaires.....	7
1.2.4 Modalités d'analyse d'incertitude dans les institutions de référence	7
1.2.5 Généralités sur la conduite d'analyse d'incertitude.....	12
2. Rappel des Procédures réglementaires d'évaluation de risques sanitaires des sites et sols pollués et incertitudes y afférentes	14
2.1 Définitions afférentes aux sites et sols pollués	14
2.2 Procédures réglementaires actuellement applicables	14
2.2.1 Les grandes étapes de l'évaluation sanitaire des sites et sols pollués.....	14
2.2.2 Procédures détaillées	16
2.2.2.1 Les diagnostics du site.....	16
2.2.2.2 Le schéma conceptuel	17
2.2.2.3 L'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM).....	18
2.2.2.4 Le Plan de Gestion et l'Analyse des Risques Résiduels (ARR).....	20
2.2.3 Convergence (récente) des procédures de prise en compte des aspects santé dans les études de sites et sols pollués et les études d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE)	21
2.2.4 Exigences en termes de prise en compte des variations et incertitudes.....	23
2.2.4.1 Etudes santé des Sites et Sols pollués (2007).....	23
2.2.4.2 Nouvelle approche des aspects santé des études d'impact des ICPE (2013).....	24
2.3 Déroulé des variations et incertitudes au niveau d'une étude santé de sols pollués.....	25
3. Caractérisation des sources de variations et D'incertitudes liées à l'estimation des expositions	30
3.1 Rappel des composantes de l'exposition aux substances toxiques.....	30
3.2 Paramètres liés à la connaissance des milieux potentiellement pollués	31
3.2.1 Méthodologie appliquée.....	31
3.2.2 Connaissance des substances d'intérêt	32
3.2.2.1 Substances non renseignées par les documents disponibles.....	32
3.2.2.2 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans la connaissance des substances d'intérêt.....	32
3.2.3 Incertitudes liées à l'échantillonnage des milieux solides.....	33
3.2.3.1 Echantillonnage du milieu « sol »	33
3.2.3.2 Echantillonnage du milieu « déchets » ou matériaux hétérogènes	36

3.2.3.3	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans l'échantillonnage des milieux solides	38
3.2.4	Incertitudes liées à l'échantillonnage des milieux hydriques	43
3.2.4.1	Echantillonnage du milieu « eau de surface »	43
3.2.4.2	Echantillonnage du milieu « eau souterraine »	45
3.2.4.3	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et dans l'échantillonnage des milieux hydriques	46
3.2.5	Incertitudes et variabilités liées à l'échantillonnage des milieux vivants	47
3.2.5.1	Echantillonnage des végétaux consommables et autres denrées alimentaires	47
3.2.5.2	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans l'échantillonnage des milieux vivants (végétaux)	49
3.2.6	Incertitudes et variabilités liées à l'échantillonnage des milieux gazeux	50
3.2.6.1	Echantillonnage du milieu « air intérieur »	50
3.2.6.2	Echantillonnage du milieu « gaz du sol »	52
3.2.6.3	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans l'échantillonnage des milieux gazeux	55
3.2.7	Incertitude et variabilité liées aux mesurages	56
3.2.7.1	Méthodes de mesurages <i>in situ</i>	56
3.2.7.2	Analyses de laboratoire : gestion des échantillons entre le prélèvement et l'analyse en laboratoire	58
	Remarque. Ce chapitre traite principalement des prélèvements de sol, d'eau ou de gaz qui sont analysés <i>ex situ</i> et de manière discontinue dans des laboratoires spécialisés. Le cas de la mise en solution des ETM du sol est traité dans le chapitre suivant.	58
3.2.7.3	Analyses de laboratoire : mise en solution des ETM	61
3.2.7.4	Analyses de laboratoire : dosage proprement-dit sur échantillons préparés	63
3.2.7.5	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les mesurages et analyses	66
3.2.8	Incertitude et variabilité liées à l'interprétation des résultats	67
3.2.8.1	Etat de référence de la qualité des sols	67
3.2.8.2	Choix des valeurs représentatives des concentrations d'exposition et autres paramètres d'exposition	72
3.2.8.3	Prise en compte des mélanges de substances (cas des hydrocarbures totaux)	73
3.2.8.4	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans l'interprétation des résultats	78
3.3	Paramètres liés aux populations cibles : facteurs humains d'exposition	78
3.3.1	Facteurs humains physiques et physiologiques	79
3.3.1.1	La masse corporelle (ou poids corporel)	79
3.3.1.2	Débit respiratoire journalier	80
3.3.1.3	Surface corporelle et grandeurs dérivées	82
3.3.1.4	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les facteurs humains d'exposition physiques et physiologiques	84
3.3.2	Facteurs humains comportementaux	85
3.3.2.1	Fréquence d'exposition	85
3.3.2.2	Durée d'exposition	86
3.3.2.3	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les facteurs humains d'exposition comportementaux	87
3.4	Paramètres liés aux contacts des populations cibles avec les milieux potentiellement pollués	88
3.4.1	Quantités de terre et de poussières ingérées	88
3.4.1.1	Etat de l'art	88
3.4.1.2	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les quantités de sols et poussières ingérés	91
3.4.2	Données de consommation alimentaire	93

3.4.2.1	Eau de boisson.....	93
3.4.2.2	Denrées alimentaires autoproduites.....	95
3.4.2.3	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les consommations de substances alimentaires	96
3.4.3	Biodisponibilité et bioaccessibilité.....	97
3.4.3.1	Etat de l'art.....	97
3.4.3.2	Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les estimations de bioaccessibilité et biodisponibilité.	103
3.5	Conclusions et récapitulation des sources d'incertitudes rencontrées dans une étude santé de sites et sols pollués.....	104
4.	<i>Etat de l'art et recommandations pour l'amélioration de la prise en compte des incertitudes et variations dans les études santé des sols pollués.....</i>	106
4.1	Approche actuelle des incertitudes et variations dans les études	106
4.2	Avis des prestataires quant à la prise en compte des variations et incertitudes	107
4.3	Récapitulation des sources et des méthodes applicables	108
4.4	Enjeux de la prise en compte des variations et incertitudes pour les différents acteurs	113
5.	<i>Illustrations de l'influence des différentes sources de variation et d'incertitude sur la base d'études réelles.....</i>	114
5.1	Avertissement important sur la lecture et la valorisation de ce chapitre	114
5.2	Exemples quantitatifs	114
5.2.1	Exemple illustrant l'influence des facteurs humains d'exposition	114
5.2.2	Exemples illustrant l'influence de la biodisponibilité	115
5.2.3	Exemple illustrant l'influence du choix de la concentration représentative d'un sol de site.....	116
5.2.4	Exemples illustrant l'influence des VTR attribuée à certaine coupes d'hydrocarbures totaux ...	117
5.2.5	Exemple illustrant l'influence des contaminants exogènes dans l'ingestion de légumes autoproduits.....	118
5.3	Conclusions et leçons à tirer des exemples	119
6.	<i>Prescriptions contractuelles en matière de réduction et traitement des incertitudes</i>	120
6.1	Justification	120
6.2	Procédures pour les commanditaires	120
6.2.1	La démarche générale.....	120
6.2.2	Quelques explications et points de détail	121
	<i>Fiche d'information</i>	121
	<i>Mobilisation d'un géostatisticien-conseil</i>	123
	<i>Niveau minimal d'intervention</i>	123
	<i>Note technique accordée à la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de l'offre.</i>	124

6.3	Prescriptions relatives à l'offre du prestataire candidat.....	124
6.3.1	Clause relative à l'offre du candidat (Note technique).....	124
6.3.2	Prescriptions relatives à la prestation du titulaire.....	125
7.	<i>Perspectives de recherches à court terme</i>.....	131
8.	<i>Conclusion générale</i>.....	134
9.	<i>Bibliographie</i>	136

Glossaire

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AFSSA	Agence française de sécurité sanitaire des aliments (devenue ANSES)
AFSSET	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail (devenue l'ANSES)
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
API	American Petroleum Institute
ARR	Analyse des Risques Résiduels
ARS	Agence Régionale de Santé
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BATL	Budget Activité-Temps-Lieu
BCF	Facteur de Bioconcentration
BET	Bureau d'Etude Technique
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BTEX	Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes, composés organiques mono-aromatiques volatils
CdC	Cahier des Charges
CI	Concentrations moyennes Inhalées
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
Cire	Cellule interrégionale d'épidémiologie (InVS)
CLEA	Contaminated Land Exposure Assessment
CMA	Concentration Moyenne dans l'Air
COFRAC	Comité français d'accréditation
COHV	Composés Organiques Halogénés Volatils
COT	Carbone Organique Total
COV	Composés Organiques Volatils
CPIS	Conception de Programme d'investigation et de Surveillance
CSFII	Continuous Survey of Food Intake by Individuals
DCE	Dossier de Consultation des Entreprises (appel d'offre)
DELCD	Détection de conductivité électrolytique
DGPE	Direction Générale de la Prévention et des Risques
DGS	Direction Générale de la Santé
DJE	Doses Journalières d'Exposition
DREAL	directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement
EDT	Enquête nationale Emploi du temps de l'INSEE
EFSA	Agence Européenne pour la Sécurité Alimentaire
EHESP	Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique
ELISA	Dosage d'immunoabsorption par enzyme liée (dosage immuno-enzymatique sur support solide)
ENNS	Etude nationale nutrition santé
EQRS	Evaluation Quantitative du Risque Sanitaire
ERI	Excès de Risque Individuel
ERI	Excès de Risque Individuel
ETM	Eléments Trace Métalliques
FET	facteurs d'équivalence toxique
FI	Facteurs d'incertitude
FID	Analyse non spécifique par ionisation de flamme
GT	Groupe de Travail
HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HAT	Hydrocarbures aromatiques totaux
HCT	Hydrocarbures totaux (essentiellement la fraction C5 à C40 et exclue donc les composés très volatils (méthane, propane, éthylène, etc. et les composés les plus lourds (bitumes))
HCSP	Haut Conseil de Santé Publique
HR	Acide Fluorhydrique (Solubilisation des ETM)
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IEM	Interprétation de l'Etat des Milieux
INCA	Etude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires
INED	Institut National l'Etudes Démographiques
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques (

INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité pour la prévention des maladies professionnelles et des accidents du travail
INSEE	Institut national de la statistique et des études économiques
INSERM	Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale.
InVS	Institut national de Veille Sanitaire
IPCS	International Programme on Chemical Safety
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
LIBS	Spectrométrie d'émission sur plasma induit par laser
MADEP	Massachusetts Department of Environmental Protection
MEDD	Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (jusqu'en juin 2007, actuellement MEDDE)
MEDDE	Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (depuis juin 2012)
MO	Matière Organique
MS	Matière Sèche
MTD	Meilleures Techniques Disponibles
NCHS	National Center of Health Statistics
NHANES	National Health and Nutrition Examination Survey
NRC	National Research Council (Etats-Unis d'Amérique)
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OMB	Office of Management and Budget (Etats-Unis d'Amérique)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PCB	Composés polychlorobiphényles
PG	Plan de Gestion
PID	Analyse non spécifique par photo-ionisation
QD	Quotient de Danger
RE	Eau Régale (Solubilisation des ETM)
RIVM	The National Institute for Public Health and the Environment (Netherlands)
SDAGE	Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SEI	Soil Equivalent Intake
SSP	Site ou Sol Pollué
TAH	Teneurs Agricoles Habituelles
TPHCWG	Total Petroleum Hydrocarbon Working Group
UCL	Upper Confidence Limit
US-EPA	Environmental Protection Agency (Etats-Unis d'Amérique)
VCI	Valeurs de Constat d'Impact
VDSS	Valeur de Définition de Source-Sol
VTR	Valeurs Toxicologiques de Référence
ZEAT	Zones d'Etude et d'Aménagement du Territoire

1. RAPPEL DU CONTEXTE, DES OBJECTIFS ET DU PERIMETRE DE L'ETUDE ET NOTIONS DE BASE CONCERNANT LES INCERTITUDES ET VARIATIONS

1.1 CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE, CONTENU DU RAPPORT

Les études sanitaires afférentes aux Sites et Sols Pollués (SSP) mettent en jeu d'une part des hypothèses et d'autre part des valeurs numériques de données et de paramètres sur lesquelles pèsent des incertitudes plus ou moins fortes, car faisant intervenir des phénomènes naturels et physiques complexes que l'on ne peut totalement maîtriser. En dépit de ces incertitudes, les résultats de ces études peuvent être à l'origine de décisions lourdes en matière de gestion, se traduisant par des actions physiques (excavation, dépollution, etc.), sociales (limitation ou interdiction de certaines activités) ou en termes de planification (usages futurs des sites). Il serait cependant peu réaliste de vouloir réduire ou contrôler l'ensemble des incertitudes inhérentes aux études sanitaires de SSP. Par contre, il serait très profitable, pour améliorer le niveau de confiance à accorder aux résultats des études sanitaires de SSP, d'identifier les sources d'incertitudes à appréhender en priorité, et de connaître les méthodes disponibles pour leur réduction.

Pour contribuer à cet objectif général, les objectifs spécifiques de la présente étude ont été définis comme suit :

- Etudier les sources de variations et d'incertitudes concernant les expositions lors des évaluations des risques sanitaires de sols pollués
- Proposer des recommandations destinées à guider l'utilisateur ou le commanditaire d'ERS dans la conduite des études
- Proposer des voies d'amélioration et de recherches complémentaires afférentes à cette problématique

Ce rapport présentera successivement (i) les principales définitions et notions de base relatives aux incertitudes, (ii) les procédures réglementaire en vigueur en France et à l'étranger, (iii) la caractérisation des principales sources d'incertitudes, (iv) l'état de l'art et les recommandations pour une meilleure prise en compte des incertitudes dans les études sanitaires de SSP, (v) des illustrations de l'influence des sources d'incertitudes sur les résultats des études sanitaires de SSP, (vi) des propositions de prescriptions contractuelles en matière de traitement des incertitudes dans les études sanitaires de SSP et (vi) des perspectives de recherches à court terme dans le domaine.

1.2 PERIMETRE DE L'ETUDE ET JUSTIFICATION

1.2.1 DEFINITION DU PERIMETRE DE L'ETUDE

Le périmètre de l'étude concerne les sources de variations et incertitudes afférentes aux études santé des SSP. Les incertitudes et variations étudiées concerneront les facteurs d'exposition, qu'elles soient liées à l'état du site, aux caractéristiques des populations cibles et des usages. Les incertitudes afférentes aux modèles de transfert et à l'élaboration des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) ne sont pas incluses dans le périmètre de l'étude. Une exception a été faite concernant l'utilisation de VTR de « substitution » élaborées pour des substances représentatives ou des mélanges substitués, et appliquées à certaines familles chimiques mesurées globalement : il s'agit en particulier des fractions d'hydrocarbures totaux, traitées au § 3.2.8.3. Les raisons de ces limitations résident dans le surcroît de travail avec recours à des compétences spécifiques qu'auraient nécessité ces tâches, alors que leur intérêt pour la présente étude n'est pas toujours probant, tel qu'expliqué dans les paragraphes suivants.

1.2.2 JUSTIFICATION DE LA NON-PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES LIEES AUX VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE (VTR)

Les incertitudes liées aux VTR concernent à la fois les incertitudes afférentes

- à l'élaboration de chaque VTR émise par une institution de référence (US-EPA, Health Canada, OMS, RIVM et autres) et
- à la sélection par l'évaluateur de risque d'une VTR parmi celle proposées par les institutions.

En ce qui concerne les premier point, des facteurs d'incertitudes (FI) sont introduits par les experts des institutions de références afin de prendre en compte les différentes sources d'incertitudes telles que les variations inter-espèces (animal-homme), les variations interindividuelles (pour tenir compte des sensibilité au sein de la population humaine), l'utilisation d'une dose minimale d'effet au lieu d'une dose (maximale) sans effet, la qualité de l'étude, la connaissance non exhaustive des effets de la substance, etc.. Les facteurs prennent généralement la valeur de 10, plus rarement la valeur de 3 et se multiplient, ce qui aboutit à des FI globaux de 10, 100 ou 1000, voire plus. La VTR est jugée plus « solide » lorsque le FI global est minimal (FI = 10 pour une étude épidémiologique en population générale, par exemple). Il arrive également qu'à partir d'une même étude princeps, deux institutions utilisent deux valeurs différentes pour le FI global, ce qui résulte en la publication de deux VTR différentes pour la même substance. Une autre démarche est réalisée pour les VTR de certains homologues chimiques qui ne sont pas élaborées sur la base d'études toxicologiques spécifiques mais par utilisation de Facteurs d'Equivalence Toxique (FET), Pour ces FET on utilise des puissances négatives de 10 (1, 0,1, 0,001, etc.). L'attribution de la valeur de 10, par exemple, à un facteur d'incertitudes individuelles (ou de 0,1 pour un FET) peut être discutée dans l'absolu ou avec les experts des institutions, mais à condition de prétendre à de hautes compétences en toxicologie. Il faudrait également argumenter sur la base d'une recherche très détaillée d'informations qui dépasserait le cadre contractuel et budgétaire de la présente prestation, qui reste focalisée sur la pratique courante des études sanitaires de SSP. Force est d'ailleurs de constater que si les institutions françaises aiment comparer et commenter les valeurs des FI des institutions étrangères, voire en recommander certaines, aucune n'a émis jusqu'à présent ses propres VTR en dehors des valeurs limites d'exposition professionnelle, qui ne sont d'ailleurs pas des VTR sensu stricto puisque visant une population déjà sélectionnée (« healthy working effect ») et surveillée.

La sélection des VTR de différentes institutions se fait sur la base de certains critères qui doivent être exposés de manière transparente par l'évaluateur. Ces critères sont en principe priorisés et lorsque le critère prioritaire est respecté par plusieurs VTR, c'est le critère suivant (dans l'ordre de priorité décroissante) qui est utilisé. Les critères de sélection les plus fréquents sont : l'actualisation (date de publication ou de révision de la VTR), la qualité de l'étude princeps (étude sur l'homme > animal), les facteurs d'incertitude utilisés, les conditions d'exposition par rapport au scénario étudié, le degré de protection) de la VTR (QD minimal ou ERI maximal). Certains évaluateurs n'utilisent pas ces critères mais se contentent de reprendre des VTR utilisées dans des études validées pour des scénarios d'exposition comparables. Là encore, des discussions sur la sélection des VTR pourraient être envisagées mais feraient appel à des niveaux élevés de compétence toxicologique d'une part, et d'autre part à des arguments reposant sur des bases non scientifiques, voire « politiques » (principe de précaution, pragmatisme, coût, rapport coût/protection, etc.) qui ne peuvent être développées que par les institutions publiques compétentes. De plus, il faut rappeler que chaque substance (à l'exception des homologues chimiques tels que les HAP) a son histoire toxicologique propre et par conséquent, vu le grand nombre de substances mises en jeu dans les études santé de SSP, la quantité de travail à mettre en œuvre serait considérable.

1.2.3 JUSTIFICATION DE LA NON-PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES LIEES AUX MODELES DE TRANSFERT

Les modèles de transferts permettent de prévoir les transferts de polluant depuis source (émissions atmosphérique, fuite dans le sol, etc.), vers des milieux cibles tels que les sols, les eaux, les aliments, l'air intérieur ou autres. Ils reposent sur des équations physiques ou empiriques faisant intervenir toute une série de paramètres physicochimiques caractéristiques des milieux et/ou des substances. Certains sont transparents tels que le modèle américain HHRAP (Human Health Risk Assessment Protocol)

d'autres beaucoup plus opaques (« boîte noires »). Les modèles de transfert sont utilisés dans les EQRS d'ICPE, notamment celles réalisées dans le cadre de demande d'autorisation d'exploiter des installations nouvelles ou modifiées (études « ex ante »). Par contre leur utilisation est relativement limitée dans les études sanitaires des SSP qui se basent essentiellement sur les mesures de polluants dans les milieux (sols, eaux souterraines et de surface, gaz du sol, air intérieur, plantes potagères et autres produits consommables). A partir de ces mesures les expositions sont calculées selon des équations relativement simples faisant intervenir des paramètres tels que taux d'ingestion, masse corporelle, part de consommation de légumes autoproduits et autant d'autres paramètres qui seront étudiés dans la suite du rapport. Il ne paraît donc pas prioritaire d'étudier les incertitudes liées aux modèles de transfert dans ce rapport.

Pour mémoire, les incertitudes liées aux modèles se classent essentiellement en deux catégories : celles concernant les équations de transfert et celles concernant les paramètres de transfert. Même quand elles concernent des phénomènes purement physiques, les équations de transfert sont souvent approximatives (« il n'y a pas de gaz parfaits »). Les équations faisant intervenir les phénomènes biologiques (bioconcentration, etc.) sont quant à elle essentiellement issues de régressions construites sur des expérimentations en conditions contrôlées et sont donc, par construction, soumises à incertitudes. Les paramètres de transfert tels que la température, le pH du sol et autres varient dans le temps et dans l'espace et sont toujours représentées par des valeurs moyennes, des intervalles ou des distributions. Tout cela confirme que les études d'incertitudes liées à ces modèles sont relativement complexes et on se contente généralement de les aborder par des analyses de sensibilité (INERIS, 2005a et 2005 b).

1.3 DEFINITIONS ET NOTIONS DE BASE

1.3.1 CONCEPTS D'INCERTITUDE DANS LES EVALUATION DE RISQUES ECOLOGIQUES ET SANITAIRES

La notion d'incertitude semble plus intuitive que rationnelle si l'on en juge par le grand nombre de descriptions différentes qu'on en trouve dans la littérature scientifique, et ce même en se limitant aux publications ayant trait à l'évaluation de risque sanitaire ou écologique. Chacun s'accorde cependant sur le fait qu'il s'agit d'une notion « plurielle » dont les auteurs associent ou discernent à volonté les différentes composantes en de multiples typologies. La notion d'incertitude se définit le plus souvent comme une connaissance incomplète ou comme un certain degré d'ignorance d'une donnée ou d'un phénomène. Les auteurs récents distinguent généralement deux types d'incertitudes :

- l'incertitude liée uniquement à la connaissance, souvent appelée « **incertitude épistémique** » ou « épistémologique », ou « incertitude de type B ». Cette incertitude¹ traduit la connaissance imparfaite d'une donnée qui présente une valeur unique mais inconnue, et dont la connaissance est améliorable (incertitude réductible) par des recherches ou observations supplémentaires. Les échantillonnages de médias hétérogènes (sols, par exemple) ou les erreurs systématiques liées aux instruments de mesure relèvent typiquement de ce genre d'incertitude.
- la **variabilité**, c'est-à-dire l'incertitude liée à la diversité ou à l'hétérogénéité du milieu naturel et des populations humaines en particulier. La variabilité ne peut être réduite même si sa description peut être améliorée (réduction de variance), il s'agit d'une propriété inhérente aux systèmes naturels, d'une contrainte inexorable du monde réel. Ce type d'incertitude est parfois appelé « incertitude ontologique », « incertitude irréductible », « variabilité aléatoire » ou encore « incertitude de type A ».

Il faut noter que selon les publications, mêmes récentes, certaines incertitudes désignées par « erreurs de mesures », « erreurs d'observations », « incertitudes de paramètres » ou encore « incertitudes de modélisation » (« *model error* » en anglais) ou de procédé (« *process error* »), sont placées dans l'une ou l'autre de ces deux catégories, prouvant que la limite entre ces deux types d'incertitudes peut varier selon les auteurs (Haynes, 2011). Typiquement les incertitudes de modélisation sont en partie réductibles par l'utilisation d'un meilleur modèle et en partie irréductibles car faisant appel à des paramètres soumis à

¹ En anglais, le mot « uncertainty » désigne l'incertitude au sens large alors que le mot « incertitude » désigne l'incertitude épistémique.

variabilité aléatoire. Même les erreurs de mesurages sont considérées par certains auteurs comme des variations aléatoires, donc irréductibles alors que la grande majorité des auteurs les classent parmi les incertitudes épistémiques. Cela souligne l'importance de bien définir les termes que l'on utilise pour caractériser les incertitudes et variations.

Dans le processus de gestion du risque, les concepts d'**incertitude linguistique** (communication, échanges, divulgation) et d'**incertitude décisionnelle** (prise de décision, mise en place de politiques) sont également mentionnés dans les publications récentes. Ces concepts, plus fréquemment développés dans les études de risques écologiques, ne sont pas dans le périmètre de la présente étude. Ces deux types d'incertitudes sont d'ailleurs généralement mieux développés dans la bibliographie traitant des risques écologiques que dans celle traitant des risques sanitaires. Les évaluations de risques écologiques se distinguent notamment des évaluations de risques sanitaires, d'une part, par la multiplicité des récepteurs finaux (écosystèmes, espèces animales et végétales) et par les enjeux environnementaux qui sont toujours plus difficiles à faire appréhender par le public que des enjeux de santé publique. Dans ce sens, les incertitudes linguistiques et décisionnelles doivent être maîtrisées. Cela pourrait expliquer que les premières publications ayant trait aux incertitudes associées aux évaluations de risques sont principalement focalisées sur les risques écologiques (Bogen and Spear, 1987).

1.3.2 SOURCES GENERIQUES DE VARIABILITE ET D'INCERTITUDES ET NOUVELLE CLASSIFICATION

1.3.2.1 Sources de variabilité

Une publication australienne récente consacrée aux risques écologiques (Hayes, 2011) présente trois sources principales de variabilité :

- L'hétérogénéité essentielle des entités naturelles vivantes ou non (génétique, physico-chimique, etc.),
- La variation naturelle de certains paramètres d'une population au cours du temps ou selon l'endroit, vis-à-vis de facteurs biotiques ou abiotiques (par exemple, consommation d'eau en fonction de la température extérieure, et donc de la saison et de la localisation géographique),
- L'aspect aléatoire inhérent aux phénomènes naturels qui résultent d'un ensemble de petits événements aléatoires ou déterminés, mais non maîtrisables et qui ne peuvent être décrits que de manière statistique (par exemple : caractéristiques climatiques locales).

De manière plus pragmatique, en ce qui concerne le risque sanitaire, et plus précisément les études d'exposition, l'US-EPA distingue quatre types/sources de variabilité (US-EPA, 2011) :

- la variabilité spatiale : variation selon la localisation, par exemple concentration de polluants en fonction de la distance à la source d'émission, ou concentrations géochimiques naturelles,
- la variabilité temporelle : variation au cours du temps, par exemple, variations circadiennes des concentrations de polluants liées aux transports ou aux installations de chauffage, variations saisonnières de concentrations de pollens, etc.,
- la variabilité intra-individuelle : variations au sein d'un même organisme, par exemple, variations physiologiques en fonction de l'âge (poids corporel) ou de la température ambiante (consommation d'eau),
- la variabilité interindividuelle : variations entre individus d'une population (humaine) donnée, par exemple, selon le sexe, les caractéristiques génétiques, les modes de vie, les comportements, les pratiques culturelles, etc.

Les variabilités intra et interindividuelles concernent donc les populations-cibles mais peuvent également souvent être rattachées aux variabilités spatiales et temporelles. Notons que les paramètres de description de la variabilité ont souvent été obtenus sur des populations différant qualitativement et quantitativement de la population d'étude, d'où l'intérêt de bien caractériser cette population pour juger de la pertinence des paramètres et modèles.

1.3.2.2 Sources d'incertitudes épistémiques

L'US-EPA classe les sources d'incertitudes épistémiques en trois grandes catégories : incertitudes de scénario, incertitudes de paramètre et incertitudes de modélisation (US-EPA, 20011).

Les **incertitudes de scénario** comprennent :

- les erreurs de description : mauvaises informations qui se répercutent sur la description des modes d'exposition, des populations exposées et des estimations quantitatives d'exposition,
- les erreurs d'agrégation : homogénéisation abusive des caractéristiques d'une population et de caractéristiques spatio-temporelles,
- les erreurs de jugement professionnel dans la sélection de modes et de paramètres d'exposition, des substances toxiques d'intérêt et des populations-cibles.

Dans les études écologiques, les incertitudes de scénario incluent également l'évolution des conditions futures (changement climatique, urbanisation, etc.).

Les **incertitudes de paramètre** concernent principalement les paramètres des équations décrivant le transfert du toxique et ses éventuelles transformations depuis l'environnement vers l'organisme, puis éventuellement vers les organes cibles. Elles rassemblent :

- les erreurs de mesure, qui se divisent en :
 - erreurs aléatoires de mesurage (ou d'appareils de mesures). Ces erreurs proviennent du caractère imparfait des appareils et du caractère faillible des opérateurs. Elles sont généralement prises en compte de manière standardisée ou normalisée dans les rapports d'analyses des laboratoires accrédités COFRAC. Elles peuvent être réduites en augmentant le nombre de mesures, en améliorant la précision de l'appareil, ainsi que la compétence et l'entraînement de l'opérateur. Par contre, elles ne peuvent être totalement éliminées car la précision des appareils est toujours limitée,
 - erreurs systématiques (biais). Ce biais correspond à la différence entre la valeur vraie d'un paramètre et sa valeur mesurée dans un échantillon, différence qui demeure même quand la taille de l'échantillon augmente. Cette erreur est due à un mauvais calibrage des appareils, à l'exclusion de certaines valeurs de mesure (limite de quantification ou de détection), à l'utilisation de paramètres de substitution (par exemple, PM_{10} pour estimer $PM_{2,5}$), etc.
- l'erreur d'échantillonnage, qui peut être rapprochée des erreurs aléatoires de mesurage (Haynes, 2011) par le fait que l'augmentation des échantillons prélevés réduit l'incertitude. Elle est considérée comme une incertitude épistémique sur la variabilité d'un paramètre issue du fait que seule une partie des individus (échantillons ou prélèvements) d'une population sont mesurés,
- l'utilisation de valeurs de remplacement par défaut, par exemple, facteurs d'émission standards pour une activité industrielle donnée,
- la mauvaise qualité des informations utilisées pour définir un paramètre,
- la non-représentativité vis-à-vis de certains critères : par exemple, définir un facteur d'émission sur la base de résultats obtenus sur des installations anciennes ou non-respectueuses de normes environnementales. Ce type d'erreur se rapproche du type précédent,
- Le jugement d'expert. L'évaluation à « dires d'expert » est souvent utilisée pour définir des paramètres sur lesquels on ne dispose pas de données métrologiques, par exemple : le taux d'envol de poussières de sol pollué à un endroit donné. On fait appel à un ou plusieurs spécialistes d'une discipline qui donnent leur estimation en fonction de leur expérience. Les données résultant de jugement d'experts sont très généralement arrondies (par exemple : 100 mg).

Les **incertitudes de modélisation** proviennent de la nature imparfaite des modèles prédictifs, censés représenter d'une manière simplifiée une réalité complexe. Il arrive ainsi fréquemment que deux modèles censés décrire une même réalité aboutissent à des résultats différents (fonctions dose-réponse, extrapolation aux faibles doses, etc.). Ces incertitudes comprennent :

- les incertitudes des relations causales, par exemple, les corrélations entre la structure chimique d'un toxique et son activité toxique,

- les représentations trop simplifiées de la réalité, par exemple, représentation d'un média tridimensionnel (nappe phréatique) par un modèle bidimensionnel,
- le manque d'exhaustivité, lié à la non-inclusion de certaines variables pertinentes, par exemple, relation amiante cancer de la plèvre sans prise en compte du tabagisme (autre facteur de risque) dans la population cible,
- l'utilisation de valeurs de remplacement pour des variables ne pouvant être mesurées, par exemple, la prise en compte des caractéristiques climatiques de l'aéroport le plus proche pour les modèles de dispersion,
- la non-prise en compte de facteurs augmentant la probabilité de survenue simultanée de plusieurs événements indépendants,
- le mode de compartimentation utilisée dans le modèle, par exemple, séparation ou non de la graisse viscérale et de la graisse sous-cutané dans un modèle basé sur la physiologie.

1.3.2.3 Nouvelle classification des incertitudes selon les sources

Si l'on récapitule les diverses sources d'incertitudes, elles peuvent être regroupées en trois principales catégories :

- la **variabilité**, (ou stochasticité), déjà évoquée précédemment, qui peut être en principe décrite et estimée, mais non réduite. La variabilité est décrite par une distribution statistique qui peut être construite à partir d'un échantillon de la population des valeurs possibles. Il sera alors de la responsabilité de l'évaluateur de choisir une valeur ponctuelle représentative dans la distribution en fonction de certains critères généralement liés au niveau de protection que l'on veut appliquer : maximal, maximal raisonnable ou autre (cf. § 3.2.8.2), ou encore de considérer la distribution dans son ensemble par une approche dite « probabiliste » (cf. § 1.2.4). Les facteurs humains d'exposition tels que le poids corporel, la consommation d'eau sont des paramètres typiques soumis à variabilité. Cependant, la variabilité de certains paramètres (variations saisonnières, interannuelles du niveau des nappes phréatiques, etc.) reste difficile à décrire par des fonctions de distribution.
- l'**erreur** humaine ou technologique, également évoquée précédemment, systématiquement commise au niveau des analyses de laboratoire et autres mesures physiques ou chimiques, mais également au niveau des prélèvements d'échantillons, dans la géolocalisation, le report de données, etc.. Une grande partie de ces erreurs, en particulier les erreurs analytiques, sont quantifiables en amplitude par des techniques adaptées (cf. infra § 3.2.7.4)
- l'**ignorance**, ou plutôt la connaissance limitée de certains paramètres. Cette ignorance peut s'appliquer à des phénomènes complexes encore peu connus, dans ce cas, on peut supposer que le niveau d'ignorance s'atténuera avec le temps et l'avancée des recherches. Elle peut être plus fondamentale dans le cas par exemple de l'inexistence de documents ou de témoins relatant les activités d'un site pendant une certaine période. L'ignorance peut également provenir de l'impossibilité de mesurer précisément ou de manière exhaustive les valeurs de certains paramètres, comme par exemple, la concentration des polluants en tout point d'un site (même si le nombre de points est discret), si ces polluants ont été déversés suite à des événements que l'on ne peut reconstituer ou caractériser. Dans le cas d'une pollution liée à un événement bien connu (fuite à débit constant, dépôts de particules émises par une cheminée), l'incertitude devient une variabilité relativement facile à paramétrer (« panache ») ; ce type d'incertitude par ignorance peut être réduit de diverses manières par une augmentation du nombre d'échantillons prélevés, les retours d'expérience, les jugements d'experts, des approches statistiques particulières (réseaux bayésiens) ou des techniques particulièrement adaptées aux sols tels que les modèles géostatistiques.

Ces catégories, qui font appel à des notions compréhensibles par tous, seront utilisées pour caractériser les sources d'incertitudes dans la suite du rapport. Il faut cependant rappeler qu'elles ne sont pas tout à fait disjointes : un paramètre constitué de nombreuses variables de distributions complexes pourra être considéré comme une incertitude de type « ignorance ».

1.3.3 JUSTIFICATION D'UNE ANALYSE D'INCERTITUDES DANS UNE EVALUATION DE RISQUES SANITAIRES

Dans le domaine du risque sanitaire, les premiers rapports traitant des analyses d'incertitudes ont été publiés au début des années 1990 par l'US-EPA à propos des facteurs d'exposition. A titre d'exemple, c'est en 1992 que l'US-EPA établit la prise en compte simultanée de la tendance centrale (médiane) et de la tendance haute (90^{ème} percentile) des facteurs d'exposition dans la population humaine. Ces aspects ont été ensuite étendus à l'ensemble de la démarche d'évaluation de risque (EPA, 2004 ; NRC, 2009 ; Bogen et al., 2009) et sont devenus incontournables dès le début des années 2000, en particulier avec le développement des approches probabilistes basées sur les méthodes de simulation informatique de type Monte-Carlo. La prise en compte des incertitudes occupe maintenant une large part dans les documents généraux et les guides de l'US-EPA (US-EPA, 2001 ; US-EPA, 2004 et US-EPA, 2011), de l'US National Research Council (NRC, 2009) et de l'OMS (IPCS, 2008). En 2003, le Ministère du Budget américain (US Office of Management and Budget ou OMB) a demandé également la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation des impacts économiques des politiques réglementaires, notamment celles concernant la santé et l'environnement (Krupnick et al., 2006).

D'après l'US-EPA (2004), la non-prise en compte des incertitudes (au sens large) dans les évaluations de risque fragilise ces dernières pour les quatre raisons suivantes :

- elles ne rendraient pas compte du poids des probabilités et des conséquences des erreurs potentiellement commises au cours de leur élaboration,
- elles ne permettraient pas une comparaison rationnelle des différentes décisions qui peuvent être prises,
- elles occulteraient le fait que différentes évaluations, basées sur d'autres hypothèses justifiables, peuvent aboutir à différentes conclusions,
- elles limiteraient les opportunités d'identifier de nouveaux axes de recherche pertinents, spécialement ceux qui réduiraient les niveaux d'incertitudes.

Pour le NRC (NRC, 2009), la quantification des incertitudes (épistémiques) permet de mieux renseigner le public sur l'étendue des risques qu'il encourt pour une exposition donnée, permet d'aider les décideurs à choisir leurs options et de manière générale, augmente la crédibilité et la transparence du processus de prise de décision. Cette même institution estime également que la quantification de la variabilité permet d'adapter les mesures de gestion des risques aux différentes catégories de populations en particulier celles qui par leurs lieux de résidence, leurs activités ou leurs comportements alimentaires s'exposent plus que la population générale à certains risques.

D'une manière générale, la prise en compte des incertitudes augmente le niveau de confiance attribuable aux résultats d'une évaluation de risque et améliore la comparaison entre des alternatives de gestion du risque notamment par voie réglementaire (NRC, 2009).

1.3.4 MODALITES D'ANALYSE D'INCERTITUDE DANS LES INSTITUTIONS DE REFERENCE

L'analyse d'incertitude (*uncertainty analysis*) est un terme générique utilisé par les institutions américaines (US-EPA et NRC) pour désigner l'appréhension des incertitudes liées aux résultats d'une évaluation de risque. L'OMS, qui s'inspire beaucoup des travaux de l'US-EPA notamment en ce qui concerne l'exposition décrit les modalités d'application de l'analyse d'incertitude selon une approche par niveau (*tier approach*) (IPCS, 2008) :

- Le niveau zéro² de l'analyse d'incertitude consiste à fixer a priori l'ensemble des paramètres et variables en se référant à des textes réglementaires, référentiels techniques ou pratiques courantes, souvent justifiés par le principe de précaution, à décrire ensuite les valeurs (uniques) des risques qui en résultent et à les comparer aux seuils d'acceptabilité (par exemple : ratio de danger < 1 et excès de risque individuel < 10⁻⁵). Il s'agit donc d'une approche sélective (*screening approach*) basée uniquement sur des valeurs par défaut. Elle peut être jugée

² En anglais « Tier 0 ». En français, les termes « degré zéro » ou « niveau zéro » présentent une connotation péjorative qui n'est pas justifiée ici.

satisfaisante lorsque le paramétrage des données est conservatoire et lorsque les valeurs de risque demeurent nettement inférieures aux seuils.

- Le niveau 1 de l'analyse d'incertitude correspond à une analyse qualitative qui consiste à identifier puis à considérer les sources d'incertitude individuellement et indépendamment les unes des autres et à étudier leurs influences potentielles sur les valeurs des risques, sans toutefois faire apparaître de grandeurs quantitatives. Dans certain cas, la prise en compte de plusieurs sources d'incertitude est également possible. Ce type d'approche est développé lorsque l'on justifie la non-prise en compte de certaines voies d'exposition ou de certaines populations. Lorsque ce type de justification devient difficile à argumenter, il est souvent nécessaire de passer au niveau supérieur.
- Le niveau 2 de l'analyse d'incertitude consiste en une analyse semi-quantitative ou quantitative de type déterministe. Il s'agit donc d'attribuer aux paramètres d'évaluation (variables d'exposition, paramètres de modélisation ou autres) un petit nombre (semi-quantitatif) ou un intervalle complet (quantitatif) de valeurs plausibles et d'en regarder les effets sur la valeur du risque obtenu. Cela revient généralement à une analyse de sensibilité déterministe (ou basée sur des estimations ponctuelles) qui peut être réalisée sur un paramètre d'évaluation à la fois, les autres étant considérés constants, ou simultanément sur certains paramètres. Par exemple, pour une donnée variable dont on connaît la distribution dans une population (poids corporel, consommation d'eau, etc.), on peut, conformément aux directives de l'US-EPA considérer les tendances centrales (médianes) puis les valeurs hautes (90^{ème} percentile, par exemple). Pour les facteurs d'exposition à un polluant en air intérieur, on peut tester trois valeurs de temps de résidence, deux valeurs de taux de ventilation, etc. C'est sur la base de cette approche et sur les objectifs que l'on se pose ainsi que les ressources dont on dispose, en temps et compétences techniques, que la décision de passer au niveau supérieur peut être prise.
- Le niveau 3 de l'analyse d'incertitude, consiste en une analyse quantitative probabiliste. Il s'agit de caractériser pour tous ou un certain nombre de paramètres d'exposition, la distribution statistique (densité de probabilité) des valeurs potentielles puis d'évaluer comment ces distributions se répercutent sur la distribution du résultat final. Cette démarche est possible par une méthode analytique (algébrique) mais, devant le nombre des paramètres intervenant dans l'évaluation de risque et le développement des moyens informatiques disponibles, les méthodes numériques telles que les simulations de Monte-Carlo (voir Encadré 1 ci-dessous), sont de plus en plus, voire systématiquement, utilisées. Les méthodes numériques, telle que la simulation de Monte-Carlo à 2 dimensions, permettent de séparer la variabilité de l'incertitude épistémique. Il est ainsi possible de décrire, par exemple, l'incertitude afférente au niveau d'exposition pour chaque percentile de poids corporel dans une population donnée ou l'incertitude afférente à chaque percentile de poids corporel pour un niveau d'exposition donné de la population. L'analyse probabiliste permet également d'étudier les dépendances entre les variables d'évaluation (poids corporel et ingestion d'eau, par exemple).

Encadré 1 : Analyse probabiliste par simulation de Monte-Carlo

Cette méthode a été utilisée pour la première fois en 1946 pour conduire une analyse d'incertitudes dans le cadre du programme de conception de la bombe H à Fort-Alamo (USA). Elle a été appliquée depuis dans de nombreux domaines scientifiques ainsi que dans la finance et les assurances.

L'équation que définit le risque multiplie une donnée d'exposition et une donnée toxicologique (VTR)_r. Ces deux données sont elles-mêmes issues de combinaisons de variables présentant des distributions statistiques, ou plus exactement des fonctions de densité de probabilités, complexes, au point qu'un mathématicien expert ne serait pas capable d'en développer la formule pour définir la distribution résultante du risque. La simulation de Monte-Carlo permet d'obtenir une approximation très proche de cette distribution par le calcul numérique, réalisable relativement rapidement grâce au développement de l'informatique. Lors de la simulation, l'ordinateur va choisir pour chacune des variables, une valeur au hasard et calculer le risque correspondant. Ce processus va être répété un grand nombre de fois en faisant en sorte que les règles de tirage de chaque valeur de variable suivent bien les fonctions de densité de probabilité. Ainsi, après un grand nombre de séries de tirages (itérations), la fonction de distribution cumulée du risque est reconstituée sous forme graphique (valeurs de risque et probabilités associées) et les caractéristiques de la distribution (moyenne arithmétique, percentiles) calculées. Le processus décrit ci-avant suppose néanmoins que les variables soient toutes indépendantes les unes des autres. Si ce n'est pas le cas, une forme plus complexe de simulation de Monte-Carlo peut être développée qui quantifiera la dépendance entre une ou plusieurs distributions de variables d'entrée. Au fur et à mesure des itérations, la distribution va se former jusqu'à devenir stable pour la moyenne, puis pour les percentiles extrêmes après un nombre suffisant d'itérations. Les logiciels actuels stoppent les simulations une fois que la stabilité de la distribution est conforme à des critères de stabilité. Le nombre de 5000 simulations apparaît souvent dans les publications. Il est également possible de réaliser des analyses de Monte-Carlo à deux dimensions dans lesquelles on peut introduire la distribution de l'incertitude dans l'équation de risque, c'est-à-dire de combiner l'incertitude épistémique et la variabilité. Dans ce cas, il est obtenu un faisceau de distributions dont on peut déduire des intervalles de confiance pour des valeurs de risques.

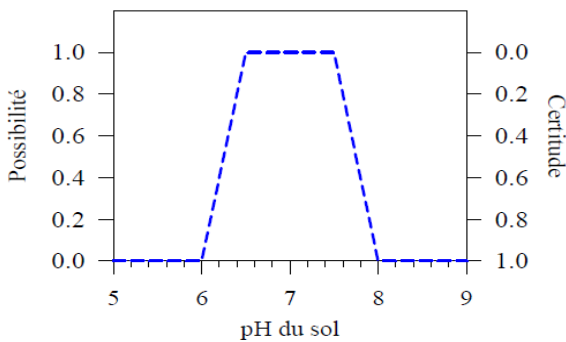
L'analyse (purement) probabiliste suppose la connaissance, ou le choix a priori, des distributions statistiques des données et ne correspond donc pas toujours à la réalité lorsque la connaissance de certaines données est incomplète ou très imprécise (faible nombre de mesurages, estimation « à dire d'expert »). Dans ce dernier cas, l'approche « possibiliste » est plus pertinente. Cette dernière approche, développée initialement dans les années 60-70, a été appliquée relativement récemment en France dans le domaine des sols pollués, notamment par les travaux du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières) (Guyonnet, 2005 ; Guyonnet et al., 2003). Les distributions des possibilités des paramètres incertains (flous) sont représentées sous la forme d'intervalles flous (cf. Encadré 2). Dans la pratique, un modèle d'exposition fait intervenir des paramètres dont on peut connaître la distribution statistique (masse corporelle des individus d'une tranche d'âge, par exemple) et des paramètres beaucoup plus incertains (fréquence d'exposition, par exemple). Pour répondre à cette mixité de paramètres, le BRGM a développé une méthode dite « hybride » (Guyonnet, 2005) qui permet de combiner l'échantillonnage aléatoire de type Monte Carlo avec le calcul d'intervalle flou (cf. Encadré 2). L'introduction des fonctions de croyance de Dempster-Shäfer permet de comparer le résultat de la démarche hybride à des critères de tolérance (seuil de risque acceptable, par exemple). On peut de plus introduire un indice de confiance qui permet de traduire l'aversion au risque de l'évaluateur ou de la population concernée et construire ainsi une courbe intermédiaire entre les fonctions de plausibilité et de crédibilité, cette dernière représentant une application trop contraignante du principe de précaution (Dubois et Guyonnet, 2011).

En 2005, un didacticiel basé sur tableur Excel® permettant la mise en œuvre de la méthode hybride a été mis en ligne (www2.brgm.fr/hyrisk). Actuellement, ce didacticiel n'est plus compatible avec les dernières versions de Windows (7 et 8). Faute de demande, le créateur (Dominique Guyonnet : d.guyonnet@brgm.fr) n'a pas entrepris de le mettre à jour. Cependant, suite aux discussions menées dans le cadre du présent travail, une formation à la méthode hybride, avec mise à niveau sur la méthode de Monte-Carlo a été remise au catalogue des formations du BRGM, la première session étant prévue en octobre 2014 (ENAG-BRGM Formation, <http://formation.brgm.fr>).

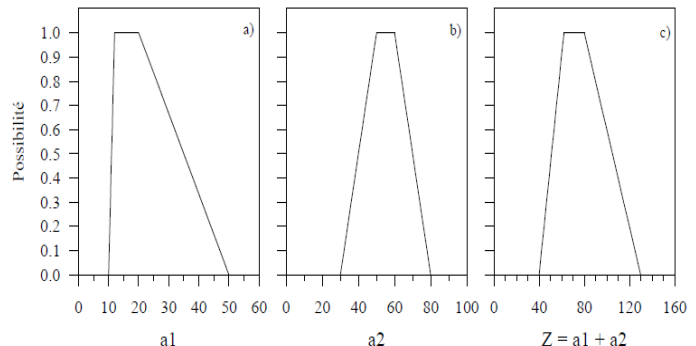
Encadré 2 : Analyse possibiliste par l'emploi des nombres flous

La connaissance la plus élémentaire que l'on peut avoir d'une donnée est l'intervalle de valeur dans laquelle elle s'inscrit. Les bornes de cet intervalle sont généralement déterminées par la connaissance empirique (« dire d'expert ») basée sur l'expérience personnelle ou une revue bibliographique, ou encore sur le raisonnement logique (valeur 0 pour une masse ou une concentration, par exemple). Une première approche qui peut sembler logique consisterait à répartir uniformément la probabilité sur l'ensemble des valeurs de l'intervalle, créant ainsi une distribution de probabilité uniforme dont la densité prend la forme d'un rectangle. Cependant, cette approche est très limitative car il existe une infinité de distributions de probabilité bornées par l'intervalle. D'autre part, elle ne permet pas d'exploiter l'ensemble des connaissances que l'on peut avoir des variables. Dans l'approche possibiliste, chaque variable incertaine est décrite par une distribution de possibilité, appelée également « nombre flou » qui peut se représenter par un ensemble d'intervalles emboîtés des valeurs de données, chaque intervalle correspondant à un certain niveau de confiance (Guyonnet et al, 2005).

Dans le cas, par exemple, de l'estimation « à dire d'expert », d'un paramètre incertain (ou « flou »), on peut généralement définir un intervalle contenant « vraisemblablement » la valeur du paramètre (intervalle appelé « noyau ») et un intervalle, plus large, contenant les valeurs du paramètre qui ne peuvent être exclues (intervalle appelé « support »). Les valeurs du noyau de la distribution de possibilité ont donc une vraisemblance maximale (normalisée à la valeur 1) et celles du support une vraisemblance supérieure à 0 (en deçà de la borne inférieure et au-delà de la borne supérieure, la vraisemblance des valeurs est nulle). Par contre, le degré de certitude pour que la valeur du paramètre soit dans l'intervalle est minimale pour le noyau et maximale pour le support. La transition entre les deux intervalles est typiquement considérée comme linéaire en absence d'information supplémentaire et la distribution (ou intervalle flou) prend alors la forme d'un trapèze (cf. figure ci-dessous à droite). Dans certains cas, on peut choisir une transition concave (si les valeurs du support en dehors du noyau sont possibles mais peu vraisemblables) ou au contraire, convexe. Cette représentation qui peut sembler assez rudimentaire est en fait beaucoup plus objective que le choix d'une distribution lorsque la connaissance de la donnée est imprécise ou incomplète (Guyonnet, 2005). Lorsqu'un modèle fait intervenir plusieurs paramètres flous, il est possible, par un calcul plus ou moins sophistiqué selon la complexité du modèle, de reconstituer l'intervalle flou des résultats du modèle trapèze (cf. figure ci-dessous à gauche).

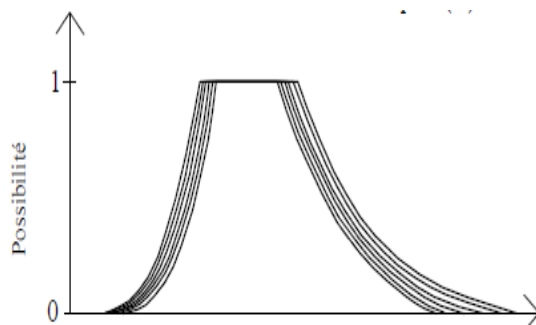


Modèle d'intervalle flou
Support = [6-8], Noyau = [6,5-7,5]

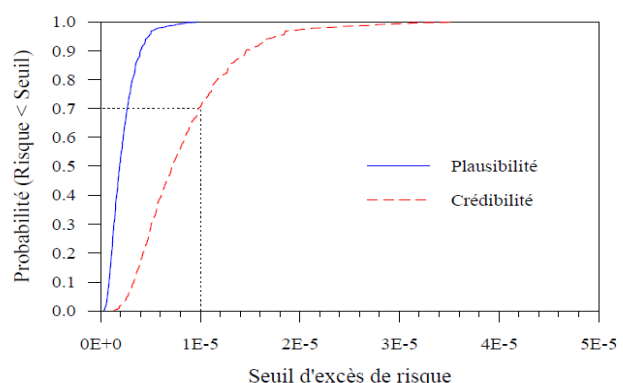


Somme d'intervalles flous (support) $a_1=a_2$?
 a_1 : Support = [6-8], Noyau = [6,5-7,5] a_2 : Support = [6-8], Noyau = [6,5-7,5]

Dans la pratique, un modèle d'exposition fait intervenir des paramètres dont on peut connaître la distribution statistique (masse corporelle des individus d'une tranche d'âge, par exemple) et des paramètres beaucoup plus incertains (fréquence d'exposition, par exemple). La méthode dite « hybride » développée par le BRGM (Guyonnet, 2005) permet de combiner l'échantillonnage aléatoire de type Monte Carlo avec le calcul d'intervalle flou. Le résultat de la méthode hybride a la forme d'un intervalle flou et est appelé intervalle flou aléatoire trapèze (cf. figure ci-dessous à gauche). Pour comparer ce résultat à un critère ou à un seuil de risque, on peut utiliser les fonctions de croyance de Dempster-Shafer (Baudrit, 2005). Dans la théorie de Dempster-Shafer, la véracité d'une proposition est qualifiée à l'aide de deux indicateurs : (i) la crédibilité (Cr), qui est la somme des probabilités de tous les éléments focaux (intervalles issus du découpage vertical d'une fonction de densité de probabilité ou du découpage horizontal d'une distribution floue) qui impliquent forcément la proposition recherchée, et (ii) la plausibilité (Pl), qui est la somme des probabilités de tous les éléments focaux qui ne contredisent pas nécessairement la proposition recherchée. La méthode hybride permet la représentation des distributions de plausibilité et de crédibilité. La crédibilité étant, en vertu du principe de précaution, l'indicateur le plus significatif en termes de caractérisation du risque, il suffit généralement de fixer le niveau de crédibilité nécessaire et de vérifier si le critère ou le seuil de risque jugé acceptable correspond au niveau de crédibilité retenu (cf. figure ci-dessous à droite)



Intervalle flou aléatoire



Résultat de calcul hybride avec distribution de plausibilité et crédibilité (dans l'exemple, le seuil de risque $ERI = 10^{-5}$ est atteint avec une crédibilité de 70 %)

Différents niveaux d'analyses peuvent s'appliquer à différentes sources d'incertitudes au sein de la même évaluation de risque sanitaire en fonction des données disponibles et, plus généralement des niveaux de connaissances des phénomènes en jeu. Le niveau 3 d'analyse mobilisant des méthodes exigeantes en temps, en compétences techniques et nécessitant l'acquisition de nouvelles données, ne sera déclenché que si les enjeux et les objectifs de l'étude le justifient et si les niveaux inférieurs ne donnent pas de résultats satisfaisants.

L'US-EPA (US-EPA, 2004) établit la liste de questions suivantes permettant de définir le niveau d'approfondissement de l'analyse d'incertitude :

- La conduite d'une analyse quantitative améliorera-t-elle l'évaluation des risques, particulièrement en matière de décisions spécifiques au projet ou, le cas échéant, de décisions réglementaires plus générales ?
- Quelles sont les différentes sources d'incertitudes ?
- Dispose-t-on du temps et du niveau d'expertise suffisants pour conduire une analyse d'incertitude approfondie ?
- Les enjeux du projet justifient-ils le déploiement de ce niveau d'effort ?
- Les forces et faiblesses de ce type d'analyse sont-elles connues ?
- Comment les résultats d'une analyse d'incertitude approfondie seront-ils communiqués au public ?

Une fois apportées les réponses à ces questions, la décision sera prise d'enclencher une analyse plus ou moins approfondie. Un exemple souvent cité d'une analyse d'incertitude sophistiquée est celui de l'étude probabiliste de l'exposition à l'arsenic des enfants au contact des terrasses et des jeux en bois traités à l'arséniate de cuivre chromé, étude réalisée par le Bureau des Pesticides de l'US-EPA (Zartarian et al., 2003).

Dans son document récent sur l'évaluation de risque, le NRC émet les recommandations suivantes concernant les principes conduisant à l'analyse d'incertitude (NRC, 2009) :

- L'évaluation de risque doit fournir une description au moins qualitative, mais si possible quantitative, de l'incertitude et de la variabilité afférentes aux données exploitées, même s'il peut arriver que les informations soient insuffisantes à la mise en œuvre d'une analyse détaillée,
- En plus du risque encouru par la population entière, l'attention doit être portée sur les sous-populations les plus vulnérables et celles susceptibles d'être le plus exposées,
- L'étendue et le niveau d'approfondissement, des analyses d'incertitude et de variabilité doivent être proportionnés à la nature et à l'importance des décisions qui en résulteront ; il est donc préférable qu'ils soient énoncés dans les engagements des parties prenantes et clairement inscrits dans les cahiers des charges des évaluateurs,
- L'évaluation de risque doit lister et caractériser les sources, types et grandeurs des variabilités et incertitudes afférentes à l'évaluation. Autant que possible, le traitement des variabilités et incertitudes sera homogène sur l'ensemble des composantes de l'évaluation et l'ensemble des différentes options envisagées,
- Les résultats de l'analyse d'incertitude doivent être communiqués au public de manière claire et compréhensible afin d'améliorer son niveau de participation. Cette analyse ne doit pas augmenter au-delà du raisonnable les délais de publication des résultats,
- Les notions de variabilité et d'incertitude [épistémique] doivent être considérées séparément dans la caractérisation du risque [dernière étape de l'évaluation].

Pour l'avenir, le NRC recommande donc à l'US-EPA d'analyser les incertitudes afférentes à chaque étape de l'évaluation de risque, y compris les relations dose-réponse et la caractérisation du risque, de développer des référentiels techniques permettant de définir le niveau d'analyse d'incertitude à mettre en œuvre, de développer des termes de référence génériques pour le traitement des incertitudes par les prestataires d'évaluation de risque et de pourvoir à la formation de ces prestataires dans ces disciplines (NRC, 2009).

1.3.5 GENERALITES SUR LA CONDUITE D'ANALYSE D'INCERTITUDE

Au milieu des années 90, certains auteurs (Frey & Cullen, 1995) ont mis en avant l'insuffisance de l'approche déterministe (estimation ponctuelle) de l'évaluation de risque devant le fait que non seulement, les données alimentant les modèles d'exposition pouvaient varier dans le temps et l'espace et entre les individus de la population cible, mais également qu'elles étaient mesurées à l'aide d'instruments imparfaits ou étaient issues de modélisations, par nature imparfaites. Parallèlement, les évolutions des techniques et des matériels informatiques rendant réalisables par des microordinateurs personnels les simulations numériques stochastiques requérant un grand nombre d'itérations (Monte-Carlo, hypercube latin et autres), offrent désormais aux évaluateurs un ensemble d'outils utilisables pour le développement de méthodes probabilistes. Si l'approche déterministe conserve ses avantages de simplicité, de rapidité et de faible coût de mise en œuvre et d'approche généralement conservatoire, donc protectrice de la santé, ses résultats n'informent pas directement sur les hypothèses prises en compte et le degré de « conservatisme » appliqué. Au contraire, l'approche probabiliste décrit à la fois l'étendue possible (*range*) et la vraisemblance (*likelihood*) des résultats obtenus. Les mêmes auteurs déclarent donc que :

- L'approche déterministe (estimation ponctuelle) est appropriée (ou suffisante) quand :
 - elle montre, sur la base de données conservatoires, que les expositions entraînent un risque très faible (bien en-deçà des seuils de décision),
 - la formulation du problème révèle un faible niveau de variation et d'incertitude (risque lié à l'exposition médiane proche du risque lié au 95^{ème} percentile d'exposition).
- L'approche probabiliste est appropriée quand :
 - certains paramètres d'exposition difficilement caractérisables peuvent générer des risques élevés,
 - l'approche déterministe a montré des niveaux de risques élevés (non acceptables),
 - il s'agit de montrer l'intérêt d'une collecte de données complémentaires,
 - les sources de variabilité peuvent aboutir à des problèmes significatifs d'équité environnementale (populations vulnérables),
 - il s'agit de défendre l'intérêt de cibler les ressources d'intervention,
 - il s'agit de hiérarchiser les sites, contaminants et modes d'exposition dans les futures études,
 - les coûts de réhabilitation et autres interventions sont élevés et l'approche peut permettre soit d'étayer la proposition d'intervention (pour débloquer un budget), soit d'affiner l'évaluation pour éventuellement ne pas donner suite à des travaux.

Il ressort de ces recommandations que d'une part, l'approche déterministe par estimations ponctuelles reste nécessaire mais joue un rôle de sélection (*screening*) et que d'autre part, l'approche déterministe est guidée non seulement par l'intérêt scientifique et la protection sanitaire, mais également par des aspects pragmatiques permettant de ne pas engager des coûts de réhabilitation/intervention au-delà de la conformité aux niveaux de risques acceptables.

Suivant ces recommandations, l'US-EPA (US-EPA, 2001) distingue bien les deux méthodes d'évaluation de risque : la méthode d'estimation ponctuelle (déterministe) et la méthode probabiliste. Ces deux méthodes ne sont pas considérées comme alternatives mais comme complémentaires. En effet, d'une part, la méthode probabiliste n'est développée que lorsque la méthode déterministe est jugée insuffisante et, d'autre part, si la méthode probabiliste est développée, alors les résultats de la méthode déterministe doivent être présentés et comparés/rapprochés de ceux de la méthode probabiliste. **Par ailleurs, l'US-EPA recommande que le développement de l'approche probabiliste de l'incertitude demeure limité aux études d'exposition et non aux relations dose-effets.**

Plus précisément, l'US-EPA (2001) recommande pour l'évaluation de risque une démarche à 3 niveaux qui font suite à la formulation du problème :

- le 1^{er} niveau consiste en une évaluation déterministe par estimation ponctuelle accompagnée d'une analyse de sensibilité déterministe,
- les 2^{ème} et 3^{ème} niveaux consistent en des évaluations probabilistes utilisant respectivement une simulation de Monte-Carlo à une dimension (traitement simultané de la variabilité et de l'incertitude épistémique) et une simulation de Monte-Carlo à deux dimensions (traitement séparé des deux types d'incertitudes). Une analyse de sensibilité probabiliste est également réalisée à chacun des niveaux, en cohérence avec les techniques statistiques développées.

Ce sont à chaque étape les résultats de l'analyse de sensibilité qui sont discutés avant de prendre la décision de passer ou non au niveau supérieur.

L'approche déterministe d'estimations ponctuelles de l'USEPA repose en ce qui concerne les facteurs humains d'exposition, sur une série de valeurs par défaut de variables d'exposition représentant des caractéristiques de distributions de ces facteurs, généralement par classe d'âge. Par exemple, l'US-EPA propose dans sa dernière publication sur les facteurs d'exposition (US-EPA, 2011) :

- le poids corporel d'un adulte (> 21 ans) : 80 kg en moyenne pour les deux sexes,
- le taux d'inhalation : pour un enfant de 3 à 6 ans : moyenne = 10,1 m³/j, P95 = 13,8 m³/j ; pour un adulte entre 31 et 41 ans : moyenne = 16 m³/j et P95 = 21,4 m³/j.
- le taux d'ingestion de sol (tendance centrale) : pour les adultes (> 21 ans) : 20 mg/j et pour les enfants de 1 à 6 ans : 50 mg/j.

Les manuels de l'US-EPA fournissent les valeurs par défaut à prendre en considération pour chacune des variables humaines usuellement impliquées dans l'estimation des expositions (poids corporel, surface dermique, volume d'air inhalé, consommation d'eau et de divers aliments, ingestion de sols, etc.). Ces valeurs sont actualisées périodiquement en fonction des résultats d'enquêtes nationales (par exemple : *Continuous Survey of Food Intake by Individuals* ou CSFII) ou d'études particulières.

2. RAPPEL DES PROCEDURES REGLEMENTAIRES D'EVALUATION DE RISQUES SANITAIRES DES SSP ET INCERTITUDES Y AFFERENTES

2.1 DEFINITIONS AFFERENTES AUX SSP

La notion de site pollué est définie dans le Règlement CE européen n°761/2001 du 19 mars 2001, relatif au système communautaire de management environnemental et d'audit (EMAS) qui définit comme site :

Site : « tout terrain situé en un lieu géographique donné, placé sous le contrôle de gestion d'une organisation s'appliquant aux activités, produits et services. Cette notion inclut tous les équipements, infrastructures et matériaux ».

Le site internet BASOL (<http://basol.environnement.gouv.fr/accueil.php>) du Ministère en charge de l'Environnement (actuellement le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie ou MEDDE) donne la définition d'un site pollué :

« Un site pollué est un site qui, du fait d'anciens dépôts de déchets ou d'infiltration de substances polluantes, présente une pollution susceptible de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement ».

Le site du Ministère précise également :

« Ces situations sont souvent dues à d'anciennes pratiques sommaires d'élimination des déchets, mais aussi à des fuites ou à des épandages de produits chimiques, accidentels ou pas. Il existe également autour de certains sites des contaminations dues à des retombées de rejets atmosphériques accumulés au cours des années voire des décennies. La pollution présente un caractère concentré, à savoir des teneurs souvent élevées et sur une surface réduite (quelques dizaines d'hectares au maximum). Elle se différencie des pollutions diffuses, comme celles dues à certaines pratiques agricoles ou aux retombées de la pollution automobile près des grands axes routiers. De par l'origine industrielle de la pollution, la législation relative aux installations classées est la réglementation la plus souvent utilisée pour traiter les situations correspondantes. »

2.2 PROCEDURES RÉGLEMENTAIRES ACTUELLEMENT APPLICABLES

2.2.1 LES GRANDES ETAPES DE L'EVALUATION SANITAIRE DES SSP

Actuellement, les procédures d'analyse de risques sanitaires des SSP sont fixées par la Circulaire du 08/02/07 relative aux SSP - Modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués (parue au Bulletin Officiel du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable N°2007/13, 15 juillet 2007). Cette circulaire, décrit le processus de gestion des SSP qui prévoit:

- une étape de diagnostic environnemental : établissement du schéma conceptuel,
- une étape de vérification de la compatibilité avec l'usage qui en est fait : l'interprétation de l'état des milieux
- une étape de définition et de mise en œuvre des mesures de gestion permettant de réduire le risque sanitaire à un niveau acceptable: et/ou le plan de gestion selon le cas.

Une telle démarche peut être initiée :

- dans le cadre d'une demande administrative, par exemple relative à une Installation Classée pour la Protection de l'Environnement (ICPE),
- lors de la cessation d'activité d'une ICPE,
- dans le cadre d'une démarche volontaire de l'exploitant du site (exemple : contrôler la qualité des sols après un déversement accidentel,

- lors de la cession/acquisition d'un site : la connaissance du passif environnemental d'un site permet d'en intégrer le coût lors de la transaction afin de s'assurer de la faisabilité du projet d'aménagement.

Le **schéma conceptuel** constitue donc l'étape préalable de toute gestion de site pollué. Il s'agit d'un état des lieux de la zone concernée (site et hors site) qui doit permettre d'établir un diagnostic complet et d'appréhender toutes les dimensions de la pollution d'un milieu et ses conséquences. Il est établi sur la base d'études historiques et documentaires, de campagnes de mesure, de visites, etc. Il comporte notamment l'identification des sources de pollution, des différents milieux de transfert et des enjeux à protéger (populations riveraines, ressources naturelles, etc.). Si la zone concernée présente une source de polluants mobilisables, des voies de transfert de cette pollution et la présence de populations, des ressources ou espaces naturels susceptibles d'en être affectés, des mesures conservatoires doivent être prises sans attendre la mise en place de la démarche de gestion.

Il faut noter que lorsque des mesures de gestion sont mises en œuvre, l'état des lieux « statique » délivré par le schéma conceptuel, complété par les résultats de la surveillance en place lorsqu'elle est requise, permet de construire le modèle de fonctionnement du site. Ce dernier donne une vision dynamique de l'efficacité de la gestion mise en place. Lorsque des mesures de surveillance sont en place, des bilans quadriennaux des résultats de ces mesures sont recommandés par l'Administration. Si la démarche adoptée est un plan de gestion (cf. *infra*), le schéma conceptuel devra s'inscrire dans un processus itératif qui le fera évoluer au cours du temps (MEDD, 2007a).

Deux méthodes de gestion des risques liés à la pollution du site s'offrent à l'aménageur à l'issue de la phase de diagnostic : lorsque les usages du site ou sol pollué (SSP) sont déjà fixés (cas des parcelles situées en dehors du site-source), il aura recours à l'interprétation de l'état des milieux (IEM). Lorsque la situation permet d'agir aussi bien sur l'état du site que sur les usages qui en seront faits (cas du site-source), il optera pour le plan de gestion (PG).

L'**Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM)** vise à s'assurer que l'état du milieu (hors de l'emprise du site industriel) est compatible avec les usages observés (habitations, commerces, captage d'eau potable, ...). Concrètement, l'IEM doit permettre de distinguer les milieux qui ne nécessitent aucune intervention, ceux qui peuvent faire l'objet d'actions simples de gestion pour rétablir leur compatibilité avec les usages constatés et enfin ceux dont l'état nécessite la mise en œuvre d'un plan de gestion. Pour ces derniers, il est nécessaire de pouvoir agir aussi bien sur l'état du milieu que sur les usages. La démarche d'IEM consiste d'abord à comparer l'état du milieu à celui des milieux naturels voisins (ou à l'état initial pour une installation classée) puis à le comparer aux valeurs réglementaires en vigueur pour les eaux de boisson, les denrées alimentaires, l'air extérieur, etc. Dans le cas où ces valeurs réglementaires n'existent pas, une évaluation quantitative des risques sanitaires est établie au moyen d'une grille de calcul fondée sur les valeurs toxicologiques de référence.

Le **Plan de Gestion (PG)** vise à définir les objectifs d'aménagement et de dépollution compatibles avec l'usage futur du site. Il peut également résulter d'une démarche d'IEM si celle-ci a mis en évidence une incompatibilité entre les usages existants et l'état du site. La maîtrise des sources de pollution et de leurs impacts est le premier objectif du PG. Si la suppression de ces sources est possible à un coût raisonnable, et avec les meilleures techniques disponibles, elle doit être engagée sans délai. Dans le cas contraire, les impacts des pollutions résiduelles doivent être maîtrisés et acceptables. Lorsque le PG ne permet pas de supprimer tout contact possible entre les pollutions et les personnes, les risques sanitaires potentiels liés aux expositions résiduelles doivent être évalués par l'Analyse des Risques Résiduels (ARR). Le PG pourra aussi prévoir des changements d'usage, des restrictions d'usage, une surveillance, des mesures de précaution, etc. C'est sur la base d'un bilan coûts/avantages que les caractéristiques du PG sont retenues. Le PG n'est pas fixé une fois pour toutes en amont de la démarche mais doit déboucher sur une démarche progressive et évolutive : il s'agit d'un processus itératif.

2.2.2 PROCEDURES DETAILLEES

2.2.2.1 Les diagnostics du site

Les diagnostics d'un site ou sol pollué (SSP) sont par définition des interventions permettant d'acquérir, d'organiser et d'interpréter des données ou des informations spécifiques au site et représentatives du contexte local. Les objectifs en sont de contrôler la qualité (état de pollution) des milieux, d'analyser les enjeux sanitaires et environnementaux et de sélectionner le cas échéant des mesures de gestion pertinentes et adaptées au site, telle que l'excavation ou le traitement de terres polluées et d'aider à mettre au point un plan de surveillance des milieux. Les diagnostics peuvent être mis en œuvre à différents niveaux des démarches de gestion mais ils s'avèrent surtout nécessaires aux étapes préliminaires, notamment pour servir de base au Schéma Conceptuel (cf. *infra*). Un guide de réalisation des études de diagnostics comprenant de riches annexes, avec en particulier de nombreuses sources documentaires a été publié en 2007 par le Ministère en charge de l'Environnement (MEDD, 2007a).

Le guide (MEDD, 2007a) distingue deux familles, complémentaires, de diagnostics : les études documentaires et les campagnes de mesures sur le terrain.

Les études de documentaires comprennent :

- les études historiques qui visent à déterminer les activités polluantes qui se sont succédées sur le site, la nature et, si possible, les quantités de polluants mises en jeu. Elles intègrent évidemment les études préexistantes (études d'impact ICPE, etc.). Le guide donne un ensemble de recommandations sur la qualité et la fiabilité des données recueillies, dont certaines peuvent être anciennes. Il liste de manière assez exhaustive les sources d'information disponibles. Une grille est fournie en annexe pour aider au recensement des activités polluantes et des sources/zones potentielles de pollutions afférentes. Les pratiques de gestion environnementales (traitements des rejets, etc.) doivent également être identifiées,
- les collectes de données scientifiques, techniques et factuelles relatives au site (actuel) et aux polluants, qui permettent de documenter les études de terrain (état et vulnérabilité des milieux), de caractériser les usages et les populations cibles, d'identifier les zones naturelles d'intérêt et de recenser les ouvrages existants et les autres points potentiels de prélèvement. Le guide détaille de manière assez complète les données à collecter dans ce sens.

Les campagnes de mesures peuvent être conduites dans le cadre :

- d'études d'état des milieux avec pour objectif la détermination de la nature et des concentrations des polluants (source de pollution) ainsi que l'étendue spatiale des pollutions,
- d'études de vulnérabilité des milieux avec pour objectif la caractérisation spécifique des milieux de transferts et d'exposition (physicochimiques, hydrogéologiques, etc.).

Le guide (MEDD, 2007a) décrit en détail les objectifs, la conception d'un programme d'investigations de terrain, ainsi que des recommandations sur la mise en œuvre d'un tel programme spécialement au niveau de la sécurité des opérateurs et de la protection de l'environnement. Une annexe volumineuse du guide (Annexe E, 90 pages) est consacrée à la stratégie d'échantillonnage, avec pour chaque type de milieux (sol, eaux, air), des consignes concernant les protocoles d'échantillonnages, les modes de prélèvement, de traitement, de conditionnement, de conservation et de transports des échantillons, aux méthodes d'analyses, à la qualité requise des laboratoires ainsi qu'aux références des normes afférentes à l'ensemble de ces activités. Un guide analogue a également été élaboré par l'ADEME et l'INERIS pour la matrice plantes potagères (ADEME, al. 2014)

Les campagnes de mesures seront réalisées en complémentarité des études documentaires. Le guide (MEDD, 2007a) stipule clairement que les moyens affectés aux différents diagnostics doivent être proportionnés et adaptés aux enjeux sanitaires et environnementaux rencontrés. Il mentionne également que les investigations sur le terrain ciblées sur ces enjeux sont à privilégier par rapport à des investigations systématiques exigeantes en temps et en moyens.

2.2.2.2 Le schéma conceptuel

Le schéma conceptuel pose les fondations sur lesquelles reposent toutes les démarches de gestion des SSP et constitue donc le point de départ commun de ces démarches. La méthodologie d'élaboration du schéma conceptuel est décrite dans une publication (guide) du Ministère en charge de l'Environnement datée de février 2007 (MEDD, 2007b). Dans la démarche classique d'évaluation quantitative du risque sanitaire (EQRS), le schéma conceptuel consiste principalement à estimer les concentrations des divers polluants dans les différents milieux d'exposition : le guide du MEDD (MEDD, 2007a) en donne une définition plus large. Le schéma conceptuel en matière de SSP englobe en effet la notion de ce qu'on appelle en démarche EQRS les « scénarios d'exposition » (estimation des voies, modes et durées d'exposition), ainsi que la prise en compte des cibles non seulement humaines mais également écologiques (ressources et milieux naturels d'intérêt). De plus, le schéma conceptuel peut présenter un aspect opérationnel en proposant le cas échéant des mesures immédiates de protection des populations et des milieux (clôture, nettoyage, mesures d'hygiène particulières ou autres). Il est rappelé que dans le cas d'un plan de gestion, le schéma conceptuel doit intégrer, à partir de l'état des lieux, les différentes mesures de gestion proposées pour rendre acceptable les niveaux de risques et devient ainsi un « modèle de fonctionnement ». Le guide du MEDD décrit l'élaboration du schéma conceptuel en 5 étapes :

- Etape 1 : identification des sources de pollution. Cette étape se base essentiellement sur l'historique du site et sur les études de diagnostics. Elle doit déboucher sur la connaissance des substances émises par les sources de pollution ainsi que de leurs propriétés chimiques, physico-chimiques, toxicologiques, de leur devenir dans l'environnement et de leurs autres propriétés pertinentes pour la définition du risque sanitaire.
- Etape 2 : identification des milieux d'exposition. Cette étape repose essentiellement sur les études historiques et de diagnostics exploitées précédemment mais également sur des mesurages de substances dans les milieux pertinents. Il s'agit d'abord de définir les milieux d'exposition pertinents parmi les eaux superficielles et de surface, le sol, l'air ainsi que les éléments et ouvrages de génie civil (canalisations d'eau et autres) susceptibles de voir leur état ou leur fonctionnement altéré par la présence de polluants (corrosion, dissolution des joints d'étanchéité, etc.). La non-pertinence éventuelle de certains de ces milieux devra être justifiée. Ensuite, il faudra vérifier la présence de polluant dans les milieux pertinents afin de définir l'étendue spatiale des pollutions. A ce niveau, les mesurages directs de substances dans les milieux sont à privilégier par rapport aux modélisations (dispersions de panaches, etc.) mais la caractérisation des milieux, notamment la géologie et l'hydrogéologie, reste indispensable pour établir les hypothèses relatives à l'étendue des pollutions, notamment dans des milieux dont les prélèvements sont coûteux (nappes souterraines profondes, en particulier).
- Etape 3 : identification des voies de transfert. En fonction des données précédemment collectées sur les polluants et milieux pollués, il s'agit d'étudier la pertinence des différentes voies de transfert et de représenter graphiquement les voies pertinentes. Les voies de transferts potentielles comprennent notamment les transferts vers le sol (surface) et vers les aliments, vers l'atmosphère du site et des alentours, y compris à partir de la nappe souterraine (dégazage), transferts de la zone non saturée du sol vers la zone saturée (nappe) et les zones de prélèvement éventuelles, [ruissellement et écoulement direct vers les eaux superficielles.] je ne comprend pas comment ce bout s'intègre ?
- Etape 4 : identification des usages des différents milieux d'exposition. Il s'agit ainsi de rechercher l'existence d'usages susceptibles d'exposer des populations, directement ou indirectement, à une substance dangereuse contenue dans la source de pollution, et de proportionner les actions à entreprendre en fonction de la sensibilité effective des usages. Par *usage*, le glossaire du Ministère de l'Environnement (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Sites-et-sols-pollues-.html>) entend tout « *emploi, utilisation d'un bien meuble ou immeuble, d'un milieu, pour satisfaire un besoin, une fonction, un service* ». Les usages peuvent ainsi entraîner une exposition directe (inhalation d'air pollué, ingestion de polluant contenu dans un sol ou dans un plan d'eau) ou indirecte (consommation d'eau potable contaminée, de légumes irrigués avec une eau polluée, etc.). Parmi les principaux usages à recenser, sont cités :
 - pour les eaux souterraines et de surface : l'alimentation en eau potable et autres usages de l'eau tant alimentaires (agriculture, aquaculture, pisciculture, conchyliculture, pêche, etc.) que récréatifs (baignade et autres),

- pour le sol : l'exploitation de jardin potager et l'usage récréatif (jardins publics, aires de jeux, terrains de sport, etc.),
- pour l'air : la présence dans les habitats (air intérieur) et à l'extérieur, et l'exploitation de jardins potagers contaminés par des retombées de poussières et particules fines,

Pour l'ensemble de ces usages, les durées et les fréquences d'utilisation/exposition devront être estimées.

- Etape 5 : identification des points d'exposition. La connaissance des milieux d'exposition, des usages de ces milieux, et des voies de transfert pertinentes, permet d'identifier les points de contact entre les polluants et les enjeux à protéger, et, ainsi de définir les modes d'exposition aux polluants (par exemple : consommation de légumes arrosés avec l'eau d'un puits). Les points d'expositions peuvent être situés au sein du site (ingestion de sol) mais également à des distances plus ou moins grandes de celui-ci (air extérieur notamment pour les poussières, air intérieur notamment pour les vapeurs, captage d'eau potable). Le schéma conceptuel permet donc de délimiter le périmètre d'emprise des études ultérieures (IEM ou Plan de Gestion). Ce périmètre pourra évoluer à la hausse ou à la baisse au fur et à mesure des résultats d'investigation acquis.

En principe donc, l'élaboration du schéma conceptuel est une démarche essentiellement qualitative, mais en pratique, la vérification de la présence de polluants entraîne généralement son mesurage quantitatif (analyses en laboratoire) ou semi-quantitatif (mesurages *in situ*). Ces mesurages quantitatifs sont d'ailleurs nécessaires aux étapes ultérieures de la gestion des SPP (IEM et/ou plan de gestion, cf. *infra*).

2.2.2.3 L'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM)

A partir de l'interprétation du schéma conceptuel établi préalablement, la démarche d'IEM consiste à caractériser l'état des milieux afin de vérifier leur compatibilité avec les usages qui en sont faits. La caractérisation reprendra les résultats des visites de site, études historiques, diagnostics réalisés préalablement et conduira si besoin à des investigations météorologiques complémentaires, particulièrement ciblées sur les milieux/modes d'exposition. Comme dans le cas de l'élaboration du schéma conceptuel, les mesurages *in situ* doivent être préférés aux modélisations. Le recours à la modélisation est cependant permis :

- lorsque les investigations *in situ* sont difficiles, voire impossibles. Cependant, lorsque des habitations sont présentes, les mesures directes sont fortement recommandées, voir les seules à être admises,
- lorsqu'il s'agit de caractériser l'étendue possible des contaminations par certaines substances, notamment en ce qui concerne la pollution de l'air ; dans ce cas il est recommandé de réaliser des mesures au sein et aux limites du périmètre modélisé dans un but de validation, puis d'utiliser éventuellement ces mesures pour « caler » le modèle et obtenir ainsi des résultats plus spécifique du site étudié.

Le guide du MEDD (MEDD, 2007c) préconise que les campagnes de mesures sur le terrain soient « *représentatives, autant que faire se peut, et proportionnées aux seules voies d'exposition pertinentes identifiées au travers du schéma conceptuel* ». Les exemples de modes d'exposition cités par le guide sont : la consommation d'eau de la nappe, l'ingestion de légumes exposés aux polluants, l'ingestion de terre par les enfants, l'inhalation de poussières, l'inhalation de substances toxiques émises par les nappes ou terres polluées et le contact cutané.

Il est recommandé de donner la priorité aux investigations sur les nappes souterraines, milieu le plus susceptible d'être contaminé et de transporter vers les populations, et les milieux naturels sensibles, les contaminants présents des sites et sols pollués. L'interprétation des données se fera selon les étapes méthodologiques suivantes :

- La comparaison avec l'état initial de l'environnement. Cette approche est applicable aux Installations classées (ICPE), pour lesquelles une étude d'impact comprenant un état initial de l'environnement a été réalisée. Si aucune évolution notable du milieu n'est observée et que les usages restent comparables à ceux prévus par l'étude d'impact, la démarche n'est pas poursuivie.

- La comparaison avec les milieux naturels. Cette démarche s'apparente à la précédente mais pour des sites et activités n'ayant pas fait l'objet d'étude d'impact. Il s'agit de comparer les concentrations en polluants, avec celles trouvées dans le milieu naturel à proximité du site. Ces dernières concentrations sont généralement fournies par des bases de données publiques telles que les fonds géochimiques et hydrogéologiques locaux. Ensuite, il sera important de faire la distinction entre les pollutions attribuables au site et les pollutions non attribuables (par exemple, métaux particuliers émis par les chauffages et transports urbains). Il pourra s'avérer délicat de déterminer l'écart à partir duquel les concentrations en polluants du site seront jugées supérieures à celles des milieux naturels, fournies par les bases de données.
- Si, à l'issue de l'une ou l'autre des étapes précédentes, les milieux d'exposition s'avèrent effectivement dégradés par le site, au niveau de certaines substances polluantes, deux approches sont applicables en fonction de l'existence de valeurs réglementaires pour les substances polluantes dans les milieux concernés.
- Si des valeurs réglementaires existent, elles serviront de base, par comparaison directe à l'analyse de risque. Les valeurs réglementaires peuvent être tirées : des contraintes fixées par les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), des critères de qualité des eaux pour l'usage d'irrigation et d'abreuvement, des critères de qualité des eaux destinées à la production d'eau potable ou de qualité des eaux de boissons, des critères de qualité de l'air extérieur et de l'air intérieur, des critères de qualité des denrées alimentaires destinées à la consommation humaine et autres. Si les valeurs réglementaires ne sont pas dépassées, le processus n'est pas poursuivi. Si elles le sont, un Plan de Gestion doit être mis en œuvre.
- En absence de valeurs réglementaires applicables, une approche d'Evaluation Quantitative du Risque Sanitaire est appliquée sur la base d'une grille de calculs disponible en ligne. Les détails de cette grille de calculs sont donnés en annexe du guide du MEDD (MEDD, 2007b). La grille de calculs présente trois onglets : SOL, AIR et ALIMENTATION et se base sur :
 - la détermination de valeurs théoriques des doses journalières d'exposition (DJE) et des concentrations moyennes inhalées (CI), par utilisation d'équation et,
 - par utilisation de valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour fournir des déterminations d'indices de risques : Quotient de Danger (QD) et Excès de Risque Individuel (ERI)

Les paramètres (coefficients indépendants du site) utilisés dans ces grilles de calculs seront décrits ultérieurement. Les VTR utilisées dans la grille de calcul suivent les préconisations de la **circulaire du 30 mai 2006**, qui fixe la hiérarchie des VTR en fonctions des institutions émettrices, à savoir :

- pour les effets à seuil : US-EPA, ATSDR, OMS, Santé Canada, RIVM, OEHHA,
- pour les effets sans seuil : US-EPA, OMS, RIVM, OEHHA.

Les variables (quantités dépendantes du site) à introduire dans ces modèles seront cohérentes avec les concentrations de polluants dans les milieux et les scénarios d'exposition pertinents résultant du schéma conceptuel. L'utilisation de la grille conduit à considérer les substances isolément, sans additivité des risques liés à plusieurs substances pour une même voie d'exposition et sans additivité des risques entre les différentes voies d'exposition. L'interprétation des résultats est basée sur des intervalles de gestion des risques selon les modalités suivantes :

- $QD < 0,2$ ou $ERI < 10^{-6}$: l'état des milieux est compatible avec les usages,
- $0,2 < QD < 5$ ou $10^{-6} < ERI < 10^{-4}$: « zone d'incertitude » nécessitant une réflexion plus approfondie de la situation avant de s'engager dans un plan de gestion,
- $QD > 5$ ou $ERI > 10^{-4}$: état des milieux non compatible avec les usages : Plan de Gestion à mettre en œuvre.

Ces intervalles de gestion des risques encadrent dans une certaine mesure les seuils d'acceptabilité des risques généralement admis qui sont : somme des $QD < 1$ pour les substances à effet à seuil pour un même organe cible (additivité des doses) et somme des $ERI < 10^{-5}$ les substances à effet sans seuil pour tous les organes cibles et voie d'exposition (additivité des effets).

Dans la « zone d'incertitude », il faudra vérifier si des mesures simples ou des solutions issues de retours d'expériences résolvent le problème : si c'est le cas, il faudra les appliquer, sinon, une EQRS conventionnelle complète devra être conduite. Si les résultats de l'EQRS confirment la non compatibilité des milieux avec les usages, un Plan de Gestion devra être proposé.

2.2.2.4 Le Plan de Gestion et l'Analyse des Risques Résiduels (ARR)

Le Plan de Gestion consiste en une série de mesure permettant d'agir à la fois sur l'état du site (élimination des sources de pollutions, excavation, dépollution *in situ* et *ex situ*, réhabilitation, etc.) et sur les usages des milieux dégradés (restrictions, aménagement, confinement, etc.). Il est élaboré soit à la suite d'une IEM (cf. *supra*) soit directement à l'issue d'étude de diagnostic et de schéma conceptuel lorsque les usages du site ne sont pas encore déterminés. Les options de gestion (dépollution/réhabilitation/définition des usages) possibles du site seront priorisées sur la base d'une approche « coûts – avantages ». En premier lieu, l'on retiendra les mesures qui permettent l'élimination des sources de pollutions compte tenu des techniques disponibles et de leurs coûts. Si ces mesures d'élimination sont économiquement ou techniquement irréalistes ou insuffisantes, on choisira celles qui conduisent à supprimer de façon pérenne les possibilités de contact (voies de transfert) entre les milieux pollués et les populations. Lorsque ces objectifs ne peuvent être complètement atteints, les risques sanitaires potentiels liés aux expositions résiduelles devront être évalués de manière conventionnelle par une Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) appelée dans ce cas « Analyse des Risques Résiduels » (ARR). Néanmoins, l'ARR ne sera pas réalisée pour les substances pour lesquelles des valeurs réglementaires existent pour les milieux considérés et dont les teneurs, après application du plan de gestion, seront inférieures à ces valeurs réglementaires (ce qui constitue généralement l'objectif de dépollution).

Pour les substances ne présentant pas de valeurs réglementaires, l'ARR prend donc en compte l'ensemble des mesures de gestion du projet, notamment les nouvelles concentrations de polluants après traitement des milieux, et les scénarios d'usages futurs du site tels que défini dans le Plan de Gestion. Dans ce but, un Schéma Conceptuel intégrant l'ensemble des mesures du plan de gestion sera élaboré. Ensuite, la méthodologie classique de l'EQRS sera développée selon les quatre étapes usuelles :

- **identification des dangers** (détermination des effets indésirables chez l'homme). La description des effets toxiques sera déjà abordée au niveau des études diagnostiques et, le cas échéant, de l'étude IEM, mais elle sera ici plus détaillée en distinguant les effets cancérogènes et non cancérogènes sur les différents organes-cibles et voies d'exposition pertinentes, ainsi que le statut de cancérogénicité (classification CIRC et US-EPA) des substances.
- **estimation des relations dose-réponse** (rapport entre la dose d'exposition et l'incidence et la gravité des effets). Cette étape consiste en une présentation et une sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence pertinentes proposées par les institutions spécialisées. Le guide du MEDD (MEDD, 2007d) impose de suivre les consignes de la circulaire du 30 mai 2006, qui accorde la priorité au VTR de l'US-EPA (cf. *supra*).
- **estimation des expositions**. Cette estimation sera basée sur les concentrations de polluants dans les milieux, elles-mêmes issues des données du plan de gestion (objectifs de dépollution) et des coefficients de transfert vers les milieux d'exposition (par exemple : nappes phréatiques vers air intérieur des futurs logements). Dans ce cas, les calculs ne se feront pas sur la base de campagne de mesures sur le terrain mais sur des concentrations prévues suite aux travaux de réhabilitation et, si besoin, en ayant recours à des modèles de transferts (équations simples ou logiciels) tels que recommandés dans les documents de référence. Les caractéristiques de population et leurs modes/durées/fréquences/intensités d'exposition seront déduites de bases de données existantes à l'échelle la plus locale possible où sur les résultats d'enquêtes spécifiques sur la zone du projet.

- **caractérisation des risques sanitaires.** Pour le calcul des risques, contrairement à la démarche IEM, les principes d'additivité conventionnels seront appliqués, à savoir :
 - pour les effets à seuil : addition des quotients de danger (QD), pour les substances ayant le même mécanisme d'action toxique sur le même organe cible ;
 - pour les effets sans seuil : l'addition de tous les excès de risque individuels (ERI).

De même, la caractérisation (acceptabilité) du risque se basera sur les seuils conventionnels $QD < 1$ pour les effets à seuil et $ERI < 10^{-5}$ pour les effets sans seuil.

Le guide du MEDD (MEDD, 2007d) préconise, lorsque cela s'avère pertinent, la réalisation, parallèlement à l'ARR, d'une **EQRS sur une situation témoin**, c'est-à-dire sur un site à proximité des installations étudiées mais non soumis à leur influence polluante, présentant un fond géochimique naturel comparable à celui du site du projet. Il s'agit par cette démarche de reconstituer un état initial de l'environnement du site, si celui-ci n'a pas été déjà établi par une étude d'impact d'ICPE. Les résultats de l'ARR et de l'EQRS « témoins » sont ensuite comparés afin d'apprécier les niveaux de risques théoriques liés aux seules expositions résiduelles du projet. D'après le guide (MEDD, 2007d), « Cette démarche permet ainsi d'identifier les milieux et les voies d'exposition qui contribuent de manière prépondérante au niveau global d'exposition et qui nécessitent des actions de gestion appropriées ne relevant pas, dans certains cas, de la seule responsabilité des gestionnaires du site ou du projet en question. ».

2.2.3 CONVERGENCE (RECENTE) DES PROCEDURES DE PRISE EN COMPTE DES ASPECTS SANTE DANS LES ETUDES DE SSP ET LES ETUDES D'IMPACT DES INSTALLATIONS CLASSEES POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (ICPE)

La méthodologie actuelle de prise en compte des aspects santé dans les procédures françaises de gestion des SSP (SSP), a été établie par les documents du Ministère chargé de l'Environnement en 2007 (MEDD 2007a). Jusqu'à très récemment, la méthodologie d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) requise dans les études d'impact d'ICPE, était définie par le document référence de l'INERIS datant d'une dizaine d'années (INERIS, 2003). L'approche ICPE, plus ancienne donc, différait de l'approche SSP principalement par les points suivants :

- l'aspect « calculatoire », appliqué de manière générique, voire « mécanique », néglige souvent les spécificités de contexte et d'enjeux sanitaires, en particulier les caractéristiques des populations exposées et les usages actuels/futurs des milieux,
- absence de prise en compte des valeurs réglementaires d'exposition : calcul de risque systématique à partir de VTR généralement conservatoires,
- les critères de décision (« seuil d'acceptabilité ») sont très « nets » ($QD < 1$ et $ERI < 10^{-5}$) et cachent mal les incertitudes relatives à l'élaboration des indices de risque,
- l'objectif « évaluation » domine nettement l'objectif « gestion », avec relativement peu d'importance attribuée à la réduction des émissions polluantes, hiérarchisation des polluants, surveillance environnementale.

Ainsi, des évaluations parallèles suivant respectivement les procédures de gestion SSP (IEM et ARR) et les méthodes d'EQRS classique pouvaient montrer, sur la même base de données concrètes de sites pollués, des résultats nettement différents en termes de décision (Abbes, 2010).

Les insuffisances de l'approche EQRS pour les ICPE ont été mises à jour suite à un travail de retour d'expérience sur 10 ans auprès des DREAL mené par la Direction Générale de la Prévention et des Risques (DGPE, Ministère en charge de l'Environnement) et la Direction Générale de la Santé (DGS, Ministère en charge de la Santé). Dans le but de combler ces lacunes tout en se conformant à l'évolution de la réglementation, en particulier la réforme de l'étude d'impact et la transposition de la Directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles (Directive IED), une nouvelle procédure méthodologique a été mise en place appelée « Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les ICPE » (INERIS, 2013).

La démarche intégrée compte quatre étapes :

- Étape 1 : évaluation des émissions de l'installation. Il s'agit de caractériser les émissions actuelles ou futures de l'installation en inventoriant l'ensemble des points d'émissions (canalisées ou diffuses) de substances polluantes dans l'air et dans l'eau et d'en estimer les flux, sur la base des données de projet ou d'autocontrôle. Les émissions ainsi caractérisées sont comparées aux valeurs réglementaires ou aux émissions associées aux meilleures techniques disponibles (MTD, en conformité avec la Directive IED). Les moyens de maîtrise des émissions (réduction et contrôle), sont également identifiés.
- Étape 2 : évaluation des enjeux et des voies d'exposition. Il s'agit de recenser et analyser les données pertinentes sur la zone d'étude, en particulier sur les populations et les usages des milieux, et d'élaborer un schéma conceptuel établissant les relations entre les sources, les substances émises, les milieux contaminés directement ou après transferts et les populations potentiellement exposées en fonction des usages. Les enjeux sanitaires seront définis et hiérarchisés sur la base de ce schéma conceptuel.
- Étape 3 : Évaluation de l'état des milieux. Cette étape est directement inspirée de l'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) des études SSP. Il s'agit, à partir des mesures dans les milieux d'exposition aux alentours de l'ICPE,
 - soit de définir l'état initial des milieux (état local témoin), pour une installation nouvelle,
 - soit, pour une installation existante, de déterminer si les émissions passées ou présentes de l'installation contribuent à la dégradation des milieux (dégradation « attribuable »), par comparaison à l'état initial.

Dans tous les cas, il faut déterminer si l'état actuel des milieux est compatible avec les usages identifiés à l'étape précédente. Pour cela, les concentrations de polluants mesurées dans les milieux sont :

- soit comparées avec les valeurs réglementaires ou indicatives sur la qualité des milieux applicables,
- soit, à défaut de valeurs de référence applicables, utilisées pour une quantification partielle des risques (pour les substances et voies concernées, considérées isolément), à l'aide de la grille associée au guide IEM des études SSP (avec zone d'incertitude pour $0,2 < QD < 5$ ou $10^{-6} < ERI < 10^{-4}$).

Une réflexion, essentiellement quantitative sera menée pour évaluer la dégradation des milieux liée aux émissions futures, en prenant en compte, l'augmentation des flux (si programmée) et l'accumulation de certaines substances dans les milieux.

Même pour les installations futures, s'il est montré que l'état des milieux est incompatible avec les usages, les administrations concernées sont alertées pour que les actions nécessaires soient mises en œuvre.

Pour les installations existantes (en opération), s'il est montré que l'état des milieux n'est pas dégradé ou reste compatible avec les usages, la démarche peut être arrêtée (cf. Figure 1). Dans les autres cas, en particulier pour les installations nouvelles, la démarche se poursuit sous la forme d'une évaluation prospective des risques sanitaires.

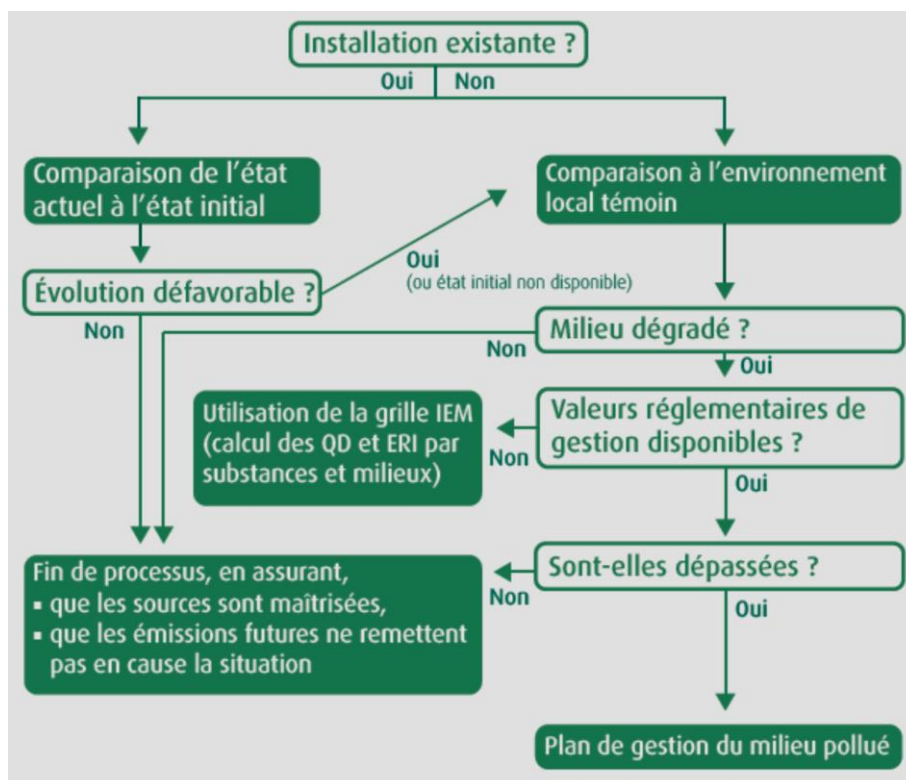


Figure 1 : Processus de décision inhérent à l'évaluation de l'état des milieux (d'après INERIS, 2013)

- Étape 4 : évaluation prospective des risques sanitaires. Il s'agit d'appliquer la méthodologie classique des EQRS (identification des dangers évaluation des relations dose-réponse, évaluation de l'exposition, caractérisation du risque) en valorisant notamment les données et résultats issus des étapes précédentes. Contrairement à la démarche IEM, cette évaluation ne considèrera pas le respect des valeurs réglementaires comme condition de l'acceptabilité des risques et prendra en compte l'additivité des effets (cumul des ERI et des RD sous certaines conditions).

En conclusion, la convergence des méthodologies de traitement des aspects santé pour les SSP et ICPE est particulièrement effective pour les installations existantes, avec possibilité d'arrêter la démarche s'il est prouvé que le milieu n'a pas été dégradé par la présence de l'installation et que les flux de polluants ne sont pas censés augmenter. Pour les installations futures, la démarche IEM appliquée aux milieux actuels permet également de définir l'état local de référence, d'orienter l'étude prospective des risques sanitaires, de mieux définir les protocoles de contrôle des émissions et de surveillance des milieux et d'avertir les autorités dans le cas où une dégradation du milieu, éventuellement antérieure à l'exploitation de l'installation, serait établie.

2.2.4 EXIGENCES EN TERMES DE PRISE EN COMPTE DES VARIATIONS ET INCERTITUDES

2.2.4.1 Etudes santé des SSP (2007)

Les exigences en matière de traitement des incertitudes de la réglementation relative aux études sanitaires de sols pollués sont principalement formulées dans le guide du MEDD consacré à la démarche d'Analyse des Risques Résiduels ou ARR (MEDD, 2007d). Plus particulièrement, dans le chapitre consacré aux paramètres d'exposition nécessaires à l'EQRS, il est mentionné que :

- Le choix des valeurs de ces paramètres est effectué en priorité à partir des données de terrain ou de l'examen de données bibliographiques,
- Face aux incertitudes intrinsèques associées aux modèles, ainsi qu'à la variabilité et aux incertitudes des paramètres, l'impact des choix réalisés sur les résultats et l'appréciation finale des risques doivent être évalués et intégrés dans le plan de gestion proposé,

- La réalisation d'une étude paramétrique, avec variations dans des gammes de valeurs vraisemblables, apporte un éclairage pour estimer la sensibilité et l'incertitude,
- Le cas échéant, l'impact lié à certaines différences des représentations mathématiques entre modèles doit également être évalué et intégré dans l'étude et les facteurs d'incertitudes sur certains modèles ou paramètres pris en compte, par exemple par le biais d'objectifs de réhabilitation plus contraignants ou par des mesures d'aménagement ou constructives adaptées,
- Il apparaît nécessaire que la variabilité et les incertitudes liées aux divers paramètres (et dans certains cas aux modèles de transfert eux-mêmes) ainsi que l'évaluation de leur influence, aient été intégrées aux mesures de gestion proposées.

De plus, dans le paragraphe consacré à la restitution des résultats d'ARR, il est précisé que les incertitudes liées aux différentes étapes de la démarche et qui auront été intégrées dans les mesures de gestion proposées doivent également être signalées. Il est également nécessaire de rappeler sur quoi portent ces incertitudes : évaluation de la toxicologie, définition des paramètres d'exposition et de transfert.

En conclusion, d'après les guides méthodologiques de 2007, **les études d'incertitudes et de sensibilité relatives aux ARR doivent essentiellement se concentrer sur les paramètres d'exposition et plus spécialement sur les modèles de transfert, dont les paramètres ne sont pas mesurables sur site.**

La **norme NF X 31-620** éditée en juin 2011, sur les **Prestations de services relatives aux sites et sols pollués** est divisée en trois parties dont seule la Partie 2 « *Exigences dans le domaine des prestations d'études, d'assistance et de contrôle* », fait référence à la notion d'incertitude. Cette partie stipule que, sauf spécification particulière du client, une étude des incertitudes, avec discussion de leur influence sur les résultats, doit être incluse dans le « *contenu/rendu minimal* » des prestations en matière de :

- Conception de programme d'investigation et de surveillance (CPIS),
- Interprétation de l'état des Milieux (IEM),
- L'analyse des enjeux des ressources en eaux (A300),
- L'analyse des enjeux des ressources environnementales (A310).

Cette même partie de la norme ajoute, que, sauf spécification particulière du client, une analyse d'incertitude avec discussion de leur influence sur les résultats, doit être incluse dans les « *délivrables* » relatifs à :

- L'analyse des enjeux des ressources en eaux (A300),
- L'analyse des enjeux des ressources environnementales (A310),
- L'analyse des enjeux sanitaires (A320).

Aucune des parties de la norme ne donne par ailleurs de détail sur le contenu des études ou analyses d'incertitudes, ni même des discussions de leur influence sur les résultats. Il est cependant mentionné dans la Partie 2 que les campagnes de mesures réalisées dans le cadre du diagnostic de l'état des milieux doivent tenir compte des variations saisonnières de certains facteurs d'influence tels que les conditions climatiques, les conditions de ventilation et de chauffage, les régimes hydrologiques et les battements de nappe.

2.2.4.2 Nouvelle approche des aspects santé des études d'impact des ICPE (2013)

Dans son récent guide sur la démarche intégrée pour l'évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires pour les ICPE, l'INERIS (INERIS, 2013), préconise, au niveau de l'évaluation prospective des risques sanitaires, une discussion sur les incertitudes afférentes aux hypothèses (émissions prévues, etc.), aux données (mesures de terrain, etc.), aux usages, scénarios, modèles (dispersion, transferts, etc.) et aux paramètres des modèles (caractéristiques des sols, données météorologiques, etc.).

L'INERIS recommande une discussion d'abord qualitative portant sur l'influence des incertitudes sur la valeur de résultats (majoration, minoration du risque ou effet inconnu) et indiquant si possible les moyens de réduire ces incertitudes, en particulier sur les hypothèses influentes (exposition à une substance particulièrement « pesante » sur le risque, par exemple). Il est précisé qu'une analyse de sensibilité peut permettre de quantifier l'influence des incertitudes sur les résultats sans clairement encourager le recours à cette méthode. Il est par contre stipulé que la discussion des incertitudes doit se focaliser sur les substances pour lesquelles les indicateurs de risques sont proches des seuils critiques et sur les paramètres influençant la décision. La discussion sur les incertitudes ne doit pas, selon le guide, remettre en question l'évaluation mais plutôt aider à une meilleure gestion (réduction d'émission, identification de sous-populations vulnérables, etc.). L'INERIS précise que son nouveau logiciel d'évaluation de risque « Modul'ERS » permet d'effectuer des analyses de sensibilité mono ou multi-paramètre. Ce logiciel permet également de réaliser des simulations de Monte Carlo si l'on remplace les valeurs numériques de certains paramètres par une distribution de probabilité. Le recours à ce type d'analyse probabiliste n'est cependant pas mentionné par le guide. En cas d'incertitudes jugées trop élevées, le guide recommande l'acquisition de données complémentaires lorsque possible (nouveaux prélèvements, études bibliographiques plus poussées). Le guide propose également des actions visant à réduire les incertitudes concernant le bilan des émissions, les scénarios d'exposition, les hypothèses et les paramètres de modélisation.

2.3 DEROULE DES VARIATIONS ET INCERTITUDES AU NIVEAU D'UNE ETUDE SANITAIRE DE SOLS POLLUES

L'élaboration d'une Evaluation Quantitative de Risque Sanitaire (EQRS) dans le cas d'une installation classée ou de SSP, se fait classiquement selon les cinq étapes suivantes :

- 1) Cadrage de l'étude : sélection des toxiques d'intérêt,
- 2) Identification des dangers : effets sanitaires générés par les toxiques sélectionnés,
- 3) Etude des relations dose-effet : recherche et sélection des valeurs toxicologiques de référence (VTR),
- 4) Estimation de l'exposition : schéma conceptuel (répartition des toxiques dans les différents médias) et scénario d'exposition (contact entre les populations-cibles et les médias d'exposition),
- 5) Caractérisation du risque : calculs des indices de risques et avis sur l'acceptabilité des risques.

Au cours de ces étapes successives, l'évaluateur est amené à prendre une série de décisions d'ordre qualitatif (par exemple : sélection des toxiques d'intérêt, modes d'exposition populations-cibles, etc.) et d'ordre quantitatif (par exemple : choix de la concentration de polluants entre plusieurs résultats de mesures, choix de la durée d'exposition des populations cibles). Nombre de ces décisions, qui se feront sur la base des données disponibles et des données complémentaires dont l'évaluateur concevra et supervisera la collecte, seront porteuses d'incertitudes et influenceront sur le processus de décision finale quant au devenir du site. Les Tableaux 1.1a, b, c et d suivants exposent les principales sources potentielles d'incertitudes rencontrées au cours des différentes étapes d'une EQRS, et en particulier d'une EQRS portant sur des SSP. Certaines de ces sources d'incertitudes, qui affectent en particulier l'estimation des expositions, seront détaillées dans les chapitres suivants.

Tableau 1.1a Sources d'incertitudes rencontrées au cours d'une Evaluation Quantitative du Risque Sanitaire (EQRS) dans le cas de sols pollués

Phase et étape d'EQRS	Sources d'incertitudes : données à acquérir et paramètres à déterminer	Phase études sols pollués	Type incertitude	Moyen de réduction ou caractérisation des incertitudes	Remarques
Cadrage général					
Sélection des substances d'intérêt	Nature des activités polluantes Nature substances utilisées Quantités de substances utilisées Localisation des sources de pollution passées (stockage, dépôts, etc.) Mode de gestion environnementale passé	Diagnostic de site (étude historique)	- Epistémique (ignorance) (exhaustivité, fiabilité, précision des données)	Recherches poussées au niveau des exploitants successifs. Investigations de terrain complémentaires pour la recherche de substances oubliées	Pertes d'informations possibles pour activités anciennes
	Revue des études environnementales préalables	Diagnostic de site (étude documentaire spécifique)	- Epistémique (ignorance) (exhaustivité, fiabilité, précision des données)	Récupération de l'ensemble des documents, y compris annexes	Non obtention possible de certains documents pour diverses raisons (pertes, confidentialité, etc.)
	Mesures directes de concentrations de toxiques <i>in situ</i> et <i>ex situ</i> (sols sites et sols témoins, eaux air du sol, air ambiant, végétaux)	Diagnostic de site	- Epistémique (erreur) (échantillonnage, prélèvement, traitement, transport et conservation des échantillons, mesurage <i>in situ</i> ou en laboratoire, seuils de détection et quantification, spéciation) - Variabilité (variations spatiale et temporelle des concentrations)	Plan d'échantillonnage adapté et justifié Respect des normes pertinentes en vigueur et des guides techniques (par exemple pour les végétaux) Utilisation de laboratoires certifiés et de techniques de grande précision Multiplication des prélèvements	En l'absence de loi sur les sols, il n'y a pas d'obligation de la part des laboratoires d'analyses de participer à des essais inter-laboratoires. Existence de plusieurs normes d'analyses pour certaines substances, d'où la possibilité d'obtenir des résultats très différents d'un laboratoire à un autre, sans compter le mode de digestion (eau régale, acide fluorhydrique).
	Fond pédo-géochimique naturel (pour les ETM)	Diagnostic (étude documentaire)	- Epistémique (ignorance) (élément non répertorié dans le bruit de fond, par ex. : As, présence d'une anomalie géologique) - Variabilité (dispersion géographique)	Connaissance de la géologie et pédologie locales. Consultation des données pédo-géochimiques locales disponible (étude régionale, par exemple)	Fond géochimique national disponibles avec dispersion et percentile, hors anomalies géologiques.
Propriétés physico-chimiques des substances toxiques retenues	Constantes physico-chimiques et environnementales (Kd, Koc, Kow, constante de Henry, etc.)	ARR	- Epistémique (ignorance) (exhaustivité, fiabilité des données) - Variabilité (fonction de la température, pH, etc.)	Consultation poussée des bases de données chimiques, environnementales et toxicologiques	Certaines constantes environnementales ne sont pas disponibles pour toutes les substances dans les conditions

Tableau 1.1b Sources d'incertitudes rencontrées au cours d'une Evaluation Quantitative du Risque Sanitaire (EQRS) dans le cas de sols pollués (suite)

Phase et étape d'EQRS	Sources d'incertitude : données à acquérir et paramètres à déterminer	Phase études sols pollués	Type incertitude	Moyen de réduction ou caractérisation des incertitudes	Remarques
Caractérisation des dangers					
Propriétés toxiques	Propriétés toxicologiques, cancérigène ou non cancérigènes selon les voies et les durées d'exposition, auprès des institutions de référence	IEM, ARR	- Epistémique (ignorance) (exhaustivité, fiabilité des données)	Passage en revue des différents sites d'institutions de référence	Aspect généralement bien documenté, mais nécessité de choisir un représentant pour groupes de substances (par ex. : hydrocarbures aliphatiques C ₁₀ -C ₁₂)
Connaissance des relations dose-effet	Valeurs toxicologiques de référence par substances, voie et durées d'exposition	IEM, ARR	- Epistémique (ignorance) (modèle humain ou animal, pertinence du mode d'exposition, qualité statistique de l'étude, choix de l'indicateur – NOAEL, LOAEL, BD – modèle extrapolation aux faibles doses, extrapolation homme-animal - Variabilité (variabilité humaine vis-à-vis des effets toxicologiques)	Revue de la méthodologie d'élaboration des VTR par les différentes institutions et introduction de critère de sélection des VTR.	La circulaire de 2007 imposait la seule considération des VTR de l'US-EPA. En général, lorsque les critères sont peu discriminants, le principe de prudence est appliqué en prenant la VTR la plus protectrice. La dérivation de VTR d'une voie à l'autre n'est pas recommandée.
Estimation des expositions – Schéma conceptuel					
Connaissance du milieu	Climat, géologie, sols eaux de surface eaux souterraines	Diagnostic de site (étude documentaire)	- Epistémique (ignorance) (exhaustivité, fiabilité, précision des données)	Revue des sources de données disponibles	Aspects généralement suffisamment documentés
Concentrations aux points d'exposition	Mesures directes de concentrations de toxiques <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>	Diagnostic de site (cf. <i>supra</i>)	(cf. <i>supra</i>)	(cf. <i>supra</i>)	
	Détermination des concentrations de polluants aux points d'exposition, issues des mesures directes	Schéma conceptuel	- Variabilité (dispersion des concentrations mesurées)	Soin l'échantillonnage, et de la conservation et le transport des échantillons Recours aux blancs de terrain, de transport, et d'analyse Réalisation de plusieurs campagnes	
	Détermination des concentrations de polluants aux points d'exposition, issues des modélisations de transfert (sol – végétaux, sol – animaux, sol-air extérieur, sol-air intérieur, etc.)	ARR	- Epistémique (ignorance) (modèle de transfert, valeurs des paramètres) - Variabilité (distribution des valeurs des paramètres)	Revue des études de validation de modèle, recommandations des institutions Retour d'expérience (exemple de Bappet pour les végétaux...) Analyse de sensibilité Approche probabiliste (analyse de Monte-Carlo à 1 ou 2 dimensions)	Les paramètres des modèles sont souvent choisis en fonction de leur caractère majorant du risque

Tableau 1.1c Sources d'incertitudes rencontrées au cours d'une Evaluation Quantitative du Risque Sanitaire (EQRS) associée dans le cas de sols pollués (suite)

Phase et étape d'EQRS	Sources d'incertitude : données à acquérir et paramètres à déterminer	Phase études sols pollués	Type incertitude	Moyen de réduction ou caractérisation des incertitudes	Remarques
Estimation des expositions – Scénario d'exposition					
Connaissances des usages	Utilisation actuelle et/ou future des médias potentiellement pollués par les populations	Diagnostic de site Schéma conceptuel	- Epistémique (ignorance) (exhaustivité, fiabilité, précision des données)	Investigations et enquêtes détaillées auprès des résidents et des services- ressources. Revue du plan d'aménagement futur (sans en faire une contrainte à la pérennité de l'évaluation)	Aspects généralement suffisamment documentés, mais certaines spécificités locales peuvent parfois échapper au diagnostiqueur en cas d'enquête non approfondie.
Choix des populations cibles	Liste des types de populations cibles à considérer (enfants, adultes, travailleurs, autres)	IEM, ARR	- Epistémique (ignorance) (pertinence avec vocation et aménagement du site)	Bonne connaissance du futur aménagement (même remarque)	Les données peuvent manquer pour identifier certains sous-groupes d'intérêt
Choix des modes d'exposition	Liste des modes d'exposition (point d'exposition * voie d'exposition : inhalation air intérieur, ingestion sols, ingestion légumes jardins, etc.)	IEM, ARR	- Epistémique (ignorance) (pertinence avec vocation et aménagement du site)	Bonne connaissance du futur aménagement	
Facteurs humains d'exposition	Poids corporel, surface corporelle, débit respiratoire	IEM, ARR	- Variabilité (distribution des valeurs chez populations-cibles)	Choix de valeurs représentatives centrales (moyennes, médianes) ou hautes (P90, autres)	Pour IEM : poids proposé par défaut pour enfant, mais modifiable si justifié.
	Consommation eau	ARR	- Variabilité (distribution des valeurs chez populations-cibles)	Choix de valeurs représentatives centrales (moyennes, médianes) ou hautes (P90, autres)	Données disponibles au niveau national. Valeur conservatoire 2 l/j souvent adoptée
	Consommation aliments autoproduits	IEM, ARR	- Variabilité (distribution des valeurs chez populations-cibles)	Enquête de proximité spécifique si données locales non disponibles	Données disponibles au niveau national, mais nécessitent adaptation au contexte local (jardins, etc.)
	Ingestion de sol et poussières	IEM, ARR	- Variabilité (distribution des valeurs chez populations-cibles)	Revue des études et synthèses sur le sujet	Pour IEM : taux ingestion proposé par défaut pour enfant, mais modifiable si justifié.
	Fréquence d'exposition	IEM, ARR	- Variabilité (distribution des valeurs chez populations-cibles)	Connaissance des habitudes des populations, statistiques nationales sur le budget espace-temps	Pour IEM : nombre de jours d'exposition des enfants à l'ingestion de sol proposé à 340 j/an, mais modifiable si justifié.
	Durée d'exposition	IEM, ARR	- Variabilité (distribution des valeurs chez populations-cibles)	Connaissance de la statistique sur le temps de résidence au même endroit	Durée de vie fixée à 70 ans conventionnellement Pour IEM : durée d'expo. pour enfant fixé à 6 ans
Bioaccessibilité et biodisponibilité	Dose ajustée en fonction de la fraction biodisponible	ARR	- Epistémique (ignorance) (donnée variant selon la matrice et autres facteurs)	Réalisation d'essai sur la matrice étudiée	Très peu utilisé jusque là

Tableau 1.1d Sources d'incertitudes rencontrées au cours d'une Evaluation Quantitative du Risque Sanitaire (EQRS) associée dans le cas de sols pollués (suite et fin)

Phase et étape d'EQRS	Sources d'incertitudes : données à acquérir et paramètres à déterminer	Phase études sols pollués	Type incertitude	Moyen de réduction ou caractérisation des incertitudes	Remarques
Caractérisation du risque					
Constat d'impact	Référentiel adopté	IEM	- Epistémique (ignorance) (représentativité de la situation locale)	Création d'un référentiel local par investigation complémentaire ou exploitations de résultats disponibles	Disponibilité de données locales variables selon les régions
Prise en compte du bruit de fond pour les substances à seuil d'effet	Niveau de polluant non lié aux sites	ARR	- Epistémique (ignorance) (non connaissance des concentrations de certains polluants)	Connaissance la plus exhaustive possible des niveaux de polluant existant	Pour les EQRS : bruit de fond pris en compte pour les mêmes organes-cibles et mode d'action Pour IEM : pris en compte implicitement dans les analyses de milieux en place (sol, eau, etc.)
Cumul d'exposition ou des risques	Indices de risques à cumuler	ARR	- Epistémique (ignorance) (concept théorique)		Pour EQRS : cumul des expositions (QD) pour substances à seuil d'effet et des risques (ERI) pour substances sans seuil
Seuil d'acceptabilité	Définition des seuils d'acceptabilité	IEM, ARR	- Epistémique (ignorance) (valeur sociétale)	Connaissance des guides méthodologiques et des pratiques	Pour IEM : seuils fixés par défaut Pour EQRS : QD < 1 et ERI < 10 ⁻⁵

3. CARACTERISATION DES SOURCES DE VARIATIONS ET D'INCERTITUDES LIEES A L'ESTIMATION DES EXPOSITIONS

3.1 RAPPEL DES COMPOSANTES DE L'EXPOSITION AUX SUBSTANCES TOXIQUES

L'exposition liée aux sols pollués concerne les voies d'exposition orale (ingestion), respiratoire (inhalation) et dermique (contact cutané) et généralement des durées d'exposition à long terme, dites « chroniques ».

L'exposition par ingestion orale chronique est basée sur la Dose Journalière d'Exposition (DMJ), définie par l'équation suivante :

$$DJE_{orale} = \frac{C * Q_{sol} * BR_o * TE * DE}{PC * TP}$$

Avec :

- DJE orale : dose journalière d'exposition orale, exprimée en mg/kg.j
- C : concentration du polluant dans le sol, exprimé en mg/kg
- BR_o : biodisponibilité relative par voie orale, sans unité
- TE : taux d'exposition, nombre de jours exposés par an, sans unité
- DE : durée d'exposition exprimée en années, uniquement pour les substances sans seuil d'effet
- PC : poids corporel, exprimé en kg.
- TP : temps de pondération (exprimé en années, par convention égal à 70 ans)

L'exposition par inhalation est basée sur la concentration moyenne dans l'air (CMA) définie par l'équation :

$$CMA = \frac{C * BR_r * TE * DE}{TP}$$

Avec :

- CMA : concentration moyenne dans l'air exprimée en µg/m³
- C : concentration du polluant dans l'air, exprimée en µg/m³
- BR_r : biodisponibilité relative par voie respiratoire, sans unité
- TE : taux d'exposition, nombre de jours exposés par an, sans unité
- DE : durée d'exposition exprimée en années, uniquement pour les substances sans seuil d'effet
- TP : temps de pondération (exprimé en années, par convention égal à 70 ans)

Les incertitudes afférentes aux termes de ces équations sont discutées dans les chapitres suivants.

Les paramètres décrits se rangent en trois catégories :

- les paramètres liés à la connaissance des milieux potentiellement pollués : échantillonnage, analyse de laboratoire, bases de référence,
- les paramètres liés aux populations cibles : facteur humains d'exposition (taille, poids et surface corporels, consommation alimentaire, etc.),
- les paramètres situés à l'interface milieux pollués-populations cibles : l'ingestion de sol et poussières et la biodisponibilité des polluants dans les milieux d'exposition.

Les sources d'incertitude et de variabilité seront décrites ainsi que leurs conséquences en terme d'amplitude, de site dépendance, de répercussion en terme de décision et de pratiques actuelles sur la base d'un échantillon de 7 études sanitaires réelles de SSP fournies par le membre du Comité de pilotage. Enfin, les méthodes utilisables pour la réduction des incertitudes ou la caractérisation des variations seront présentées.

3.2 PARAMETRES LIES A LA CONNAISSANCE DES MILIEUX POTENTIELLEMENT POLLUES

3.2.1 METHODOLOGIE APPLIQUEE

Les paragraphes suivants (3.2.x) vont traiter chacun d'une source d'incertitude rencontrée au cours de la détermination des différentes données et paramètres nécessaires à la caractérisation de l'exposition des populations. Ces sources étant très diverses, il s'avère parfois difficile de les traiter de manière homogène. Cependant, après avoir décrit leur origine et leurs méthodes d'appréhension (perception et estimation), les sources d'incertitudes seront caractérisées par un tableau de synthèse présentant :

- La **nature** de l'incertitude : ignorance, erreur, variabilité (cf. § 1.2.2.3)
- La **tendance** : décrit l'effet que peut produire la non-réduction de l'incertitude affectant la donnée ou du paramètre concernés sur le résultat, c'est-à-dire, ici, l'exposition. Ainsi, une tendance positive (+) signifie que les valeurs retenues sans réduction de l'incertitude ont tendance à surestimer l'exposition, et donc tendance à la sous-estimer si la tendance est négative (-). De nombreuses sources d'incertitude peuvent produire une tendance positive ou négative (+/-), ou alors plus fréquemment positive (+/-) ou plus fréquemment négative (+/-).
- L'**amplitude** : il s'agit là de caractériser l'écart, ou la proportion, maximal raisonnable entre les valeurs numériques de données ou de paramètres d'exposition acquises ou déterminées d'une part selon l'application minimales des règles de l'art et d'autre part après réduction volontaire des incertitudes. Cette notion peut reposer sur des bases scientifiques (cas incertitudes de mesures de laboratoire) ou beaucoup plus empiriques (insuffisance de prélèvements de sol, par exemple). Les **indices d'amplitude** présentés ici seront donc, dans la plupart des cas, des valeurs **indicatives** élaborées, de manière justifiée, dans le seul but de pouvoir comparer les sources incertitudes en termes d'impact sur les résultats. Ces indices d'amplitude ont été élaborés de deux manières exclusives :
 - soit par **calcul** simple, lorsque l'amplitude pouvait être caractérisée par un intervalle de valeurs dont les bornes étaient clairement justifiées. Par exemple, la biodisponibilité relative des contaminants dans le sol pouvant varier de 1 % à 100 %, l'indice sera égale à 100.
 - soit par **jugement d'experts**, lorsque l'amplitude ne peut faire appel au calcul mais à l'expérience des praticiens. Dans le cas présent, le groupe d'expert était constitué de membres du comité de suivi de l'étude, dont trois représentants de sociétés commanditaires, deux représentants de bureaux d'étude et un représentant de l'Ademe, l'ensemble de ces six personnes ayant en charge le traitement de nombreux dossiers de sols pollués depuis plusieurs années.
- La **répercussion** de l'incertitude sur la **décision** : caractérise la manière dont la donnée ou le paramètres influents quantitativement ou qualitativement sur les critères de décision (indices de risques, catégorisation des milieux en « pollué » (ou impacté) ou « non pollué »).
- La **dépendance au site** : une source d'incertitude sera considérée comme site-dépendante si son amplitude (cf. *supra*) est directement liée au site. Cette notion peut s'avérer ambiguë dans certains cas, en particulier pour les paramètres influencés par la géographie. Par exemple, la nappe phréatique présente sous un site est polluée par le site mais subit un régime saisonnier (écoulement, battement) indépendant du site : que dire alors de l'incertitude concernant l'échantillonnage des eaux souterraines ? La qualification de « partiellement site-dépendant » sera utilisée dans ces cas, accompagnée d'une justification.
- Les **pratiques actuelles** sur la base de l'examen d'une **sélection de 8 rapports d'études** réelles fournis par les sociétés membres de Record (commanditaires ou prestataires). La sélection de ces rapports s'est faite sur la base de la diversité des polluants étudiés et des milieux investigués. Les études sont toutes considérées comme réalisées de manière conforme aux standards actuels et réputées de bonne facture par leur commanditaires. Les rapports ont été produits récemment, entre 2011 et 2013, et tous ont été validés par les autorités sanitaires et environnementales.

Il est nécessaire de rappeler les limites de la démarche, en particulier dans l'élaboration des indices d'amplitude, principalement basée sur la recherche bibliographique et des jugements d'experts. Les

experts mobilisés n'ont pas été en effet des spécialistes thématiques de chaque source d'incertitudes mais avant tout des praticiens expérimentés des études sanitaires de SSP.

A la suite de ce tableau ou en fin de chapitre consacré à une famille de paramètres, seront exposées les méthodes de réduction pertinentes des incertitudes.

3.2.2 CONNAISSANCE DES SUBSTANCES D'INTERET

3.2.2.1 Substances non renseignées par les documents disponibles

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Les sites pollués sont souvent des sites industriels relativement anciens, parfois datant du XIXème siècle, sur lesquels se sont succédées des sociétés et des activités polluantes diverses liées à des types de productions très variés. Pour les sites les plus anciens, les documentations peuvent venir à manquer sur les process et les substances utilisées. Il en va de même pour les personnes ressources (témoins). D'un autre côté, certaines substances, en particulier celles organiques peuvent évoluer dans les milieux et se transformer en d'autres substances de toxicité égale, voire supérieure à celle des précurseurs. Le cas du trichloréthylène ou du perchloréthylène se dégradant en chlorure de vinyle est parmi les mieux connus (Bour et al, 2013).

Caractérisation des incertitudes liées à la connaissance des substances d'intérêt

Type d'incertitude	Ignorance (par définition)
Amplitude	L'incertitude porte sur une donnée qualitative (noms des substances ignorées) avant d'être quantitative (concentrations de ces substances), il est donc difficile d'en connaître l'amplitude. On peut cependant concevoir que plus l'historique du site est exhaustif en information, plus l'amplitude potentielle est réduite. Par défaut, un indice de 10 est proposé par jugement d'experts pour cette amplitude
Tendance et répercussion sur la décision	(-) Tendance à la sous-estimation de l'exposition (toute substance toxique ignorée est potentiellement génératrice de risque. Répercussion additive sur les indices de risque globaux (sommées des QD ou des ERI)
Site-dépendance	Source d'incertitudes site-dépendante.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les rapports passés en revue ne font pas mention de lacunes dans les études historiques, ni de doute à propos de l'existence de polluants non identifiés, ni de recherches spécifiques de produits de dégradation de composés organiques. Les études antérieures fixent généralement la liste des polluants recherchés.

3.2.2.2 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans la connaissance des substances d'intérêt

En général, les types de substances commerciales produites sur le site sont toujours plus ou moins connus et une recherche bibliographique peut facilement permettre d'identifier les différents process alternatifs utilisés et de lister les intrants mobilisés. Les produits de dégradation des substances organiques peuvent être également identifiés par études bibliographique. L'ensemble des substances suspectées doivent pouvoir être recherchées d'abord, puis mesurées si détectées en quantités significatives.

3.2.3 INCERTITUDES LIEES A L'ECHANTILLONNAGE DES MILIEUX SOLIDES

3.2.3.1 Echantillonnage du milieu « sol »

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Le milieu « sol » comprend : les sols naturels en place pollués par les activités du site, les matériaux solides importés sur le site pour des besoins topographiques (remblais), les déchets solides demeurant sur le site au moment du diagnostic et assimilables à des matériaux par leurs aspects physiques (scories, cendres, etc.).

L'activité d'échantillonnage du milieu sol, comprend la localisation des échantillons dans les trois dimensions, leur prélèvement, leur éventuel mélange (échantillon composite), leur homogénéisation, leur conditionnement, leur transport et leur conservation jusqu'à l'analyse.

Par nature le sol est un milieu hétérogène, principalement pour les raisons suivantes :

- Le sol est un milieu triphasé (phases solide, liquide et gazeuse), la phase solide étant elle-même composée de matières organiques et minérales dotées de propriétés physicochimiques particulières, notamment au niveau de la rétention (adsorption) de certaines substances telles que les métaux lourds, les hydrocarbures et autres composés organiques lourds,
- La genèse des sols naturels (pédogenèse) tend généralement vers la création de couches superposées différant par leur composition et leurs caractéristiques physicochimiques ainsi que par leur activité biologique, la couche supérieure est généralement plus riche en matières organiques,
- Le sol naturel présente une forte densité d'être vivants, très diversifiés (macro, méso et micro flores et faune), dont une partie peut demeurer active même à des niveaux de contamination très élevés (microflore en particulier).

A cela s'ajoute que d'une part, les sols des sites industriels ont été souvent remaniés par nivellement, excavations, et apports de matériaux de remblais et, d'autre part, que les sources de pollution des SSP sont le plus souvent ponctuelles. Dans ce cas, étant données les interférences physiques, chimiques et, dans une moindre mesure, biologiques, du sol avec les contaminants, les gradients de concentrations peuvent être très élevés, les concentrations diminuant alors fortement lorsqu'on s'éloigne des sources, et ce dans les trois dimensions. Le volume de sol (ou de matériau) à investiguer est généralement considérable, d'autant plus que l'investigation déborde parfois des limites physiques du site (parcelles cadastrales, zone clôturée, etc.) et concernent souvent plusieurs niveaux de profondeurs. Les contraintes techniques ne sont généralement pas limitatives du nombre d'échantillons. Par contre, les contraintes financières obligent à l'élaboration du meilleur compromis entre le nombre d'échantillons et la représentativité de l'échantillonnage, d'où la nécessité d'une stratégie d'échantillonnage raisonnée et clairement justifiée se traduisant sur le terrain par un plan d'échantillonnage. Le Guide du MEDD dédié aux diagnostics de sites (MEDD, 2007a) décrit avec un certain détail les stratégies d'échantillonnage à développer et les normes afférentes. Ces stratégies sont issues de la pratique de prospection géologique parfaitement maîtrisée par le BRGM.

Les considérations définissant les plans d'échantillonnage sont les suivantes (MEDD, 2007a) :

- traitement homogène de l'ensemble du site (échantillonnage non stratifié) ou découpage préalable du site en fonction des caractéristiques du substrat ou de l'historique des activités (échantillonnage stratifié),
- localisation des points de prélèvement au hasard (échantillonnage aléatoire), ou localisation régulière au niveau des mailles ou des nœuds d'un réseau géométrique (échantillonnage systématique),
- focalisation des points de prélèvement à proximité de certains points de pollution connus (échantillonnage guidé ou « au jugé »).

Il peut être ici rappelé le nombre de points d'échantillonnage en grille à mailles carrée nécessaires pour « rencontrer » une surface polluée circulaire d'un rayon donné avec une probabilité de 95 %. Ce nombre est donné par les équations suivantes (NSW EPA, 1995 ; Gilbert, 1987) :

$$n = A / (R/0,59)^2$$

avec : n : nombre d'échantillons nécessaires

A : superficie de la zone à échantillonner (m²)

R : rayon de la plus petite zone polluée détectable avec une probabilité de 95 % (m)

R/0,59 : distance entre les points (dimension des mailles de la grille)

Ce rayon R (et donc la superficie associée) pourrait donc constituer un critère de guidage a priori ou d'évaluation a posteriori du plan d'échantillonnage de sol. Il pourrait être défini a priori en fonction de la nature des sols, des polluants et des activités polluantes.

Dans la pratique, diverses combinaisons des différents plans d'échantillonnage décrits ci-dessus peuvent être mises en œuvre : stratifié aléatoire, stratifié systématique, systématique aléatoire (détermination aléatoire au sein de chaque maille d'un réseau), etc. De plus, la dimension verticale (surélévation ou profondeur) doit également être intégrée au plan d'échantillonnage. En définitive, un plan d'échantillonnage doit être élaboré en fonction :

- de sa finalité : premier diagnostic, affinage ou actualisation de diagnostics antérieurs, contrôle après travaux, etc.,
- de la connaissance que l'on a du site et de son histoire,
- des contraintes financières : meilleur rapport coût/représentativité des échantillons.

Des méthodes géostatistiques applicables grâce à des logiciels spécialisés permettent en théorie d'optimiser la forme des mailles des plans d'échantillonnage systématiques. Il semblerait que les résultats obtenus à l'aide de tels modèles ne soient pas toujours satisfaisants sur le terrain (MEDD, 2007a). S'il existe des normes, des règles de l'art et des outils informatiques adaptés, la décision finale en matière de stratégie d'échantillonnage appartient au Maître d'ouvrage (Donneur d'ordre) et/ou, plus souvent, au diagnostiqueur qui devra être adéquatement formé et devra appliquer les normes avec une grande rigueur.

Du point de vue du prélèvement d'échantillons, il importe que l'instrumentation soit adaptée au polluant recherché : par exemple, le prélèvement à la tarière classique ne convient pas aux composés volatils. Ce non-respect de règles élémentaires en matière de prélèvement peut encore être observé de nos jours (Franck Marot, ADEME, communication personnelle).

L'utilisation d'échantillons composites, issus du mélange de plusieurs prélèvements individuels répartis en surface ou en profondeur, permet de caractériser de plus grandes surfaces (et donc de réduire le coût du diagnostic) mais a pour effet de masquer la variabilité et de niveler les concentrations. Cette pratique sous-entend donc a priori une certaine homogénéité spatiale des paramètres à analyser, ce qui peut se rencontrer dans un sol non perturbé ou à la suite d'une réhabilitation. Elle ne peut également s'appliquer que lorsque les caractéristiques physiques du sol ou du matériau (texture, teneur en éléments grossiers) varient peu sur la surface prospectée, faute de quoi le mélange sera difficile à réaliser. Enfin, le mélange est fortement déconseillé pour les composés volatils et semi-volatils.

Du point de vue de la profondeur, la zone de sol échantillonné dépendra de la voie et du mode d'exposition à évaluer. Le Guide MEDD (MEDD, 2007a) propose les couches suivantes :

- inhalation : 0 – 2 cm,
- ingestion directe : 0 – 10 cm (toutes zones) et 10 – 35 cm (uniquement dans les aires de jeux et habitations),
- consommation de végétaux produits localement : 0 – 30 cm,
- consommation de viande et de lait de bétail : 0 – 10 cm et 10 – 30 cm.

Des biais d'échantillonnage peuvent également être engendrés par les facteurs suivants :

- le mode de prélèvement (sondage à la tarière, tranchée, sondage carotté sous gaine pour les volatils etc.),
- le volume de l'échantillon, qui en principe dépend de la taille des constituants (texture),
- le conditionnement (type, inertie, étanchéité et propreté des conteneurs, solvant de transport, température),
- la traçabilité (codification, étiquetage),
- le stockage des échantillons (température, lumière),
- les traitements avant analyse : séchage, tamisage à 2 mm pour analyse alors que la fraction en contact avec la peau la plus susceptible d'être ingérée est de l'ordre de 200 µm, homogénéisation finale avant constitution d'aliquotes (quartage), etc.

Cependant, la mise en application de normes afférentes à ces pratiques permet de fortement contrôler ce genre de biais.

L'incertitude liée à l'échantillonnage de sols ou matériaux pollués est fondamentalement de type épistémique puisqu'elle peut être réduite par augmentation du nombre d'échantillons. Le nombre d'échantillon étant dans la pratique limité, la réduction d'incertitude reposera sur l'adéquation du plan d'échantillonnage.

L'InVS, dans sa Grille de lecture des Echantillonnages et analyses de sols pollués (Pascal et al., 2008) énumère une liste de six critères, exprimés sous forme de questions, permettant de vérifier cette adéquation :

- 1) Les points de prélèvement sont-ils décrits et localisés sur une carte ?
- 2) Le nombre d'échantillons est-il présenté ?
- 3) La profondeur des points de prélèvement est-elle présentée ?
- 4) Le type d'échantillons (simple/composite) est-il précisé ?
- 5) La date de l'échantillonnage est-elle présentée ?
- 6) Les protocoles de prélèvement, de manipulation, prétraitement et stockage des échantillons sont-ils décrits ?

La présentation de réponses détaillées et justifiées à ces questions permettra non pas forcément de réduire, mais de mieux apprécier le niveau d'incertitude relatif à l'échantillonnage.

Caractérisation des incertitudes liées à l'échantillonnage du milieu sol

Type d'incertitude	<p>Ignorance</p> <p>Pour les sols pollués, l'incertitude est de type ignorance étant donné que la répartition des polluants n'est pas aléatoire mais liée aux activités du site.</p> <p>Pour les sols témoins tels que les sols forestier ou agricoles la dispersion des métaux est généralement considérée comme log-normale à l'échelle d'une parcelle, il s'agit donc d'une variabilité.</p>
Amplitude	<p>Pour les sols témoins, à l'échelle d'une parcelle agricole ordinaire, l'écart des concentrations est limité à un facteur variant de 1,5 à 2.</p> <p>Pour les sols pollués, l'écart entre concentrations prélevées et concentrations extrêmes existantes sur le site peut varier d'un facteur supérieur à 100 pour les ETM et d'un facteur quasi infini pour les polluants organiques non naturellement présents dans les sols. La mise en œuvre d'un plan d'échantillonnage pertinent peut réduire l'écart à un facteur inférieur à 10.</p> <p>Indices d'amplitude proposés par jugement d'experts :</p> <ul style="list-style-type: none"> - 100 si estimation basée sur valeur maximale des concentrations - 10 si estimation basée sur indicateur statistique (P90, UCL, etc.)
Tendance et répercussion sur la décision	<p>(+/-) Tendance liée au mode de sélection des concentrations représentatives :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Si utilisation de la concentration maximale (principe de prudence ; cas le plus fréquent) tout nouvel échantillon ne peut qu'augmenter la valeur représentative car si sa concentration n'est pas supérieure aux autres, elle ne sera pas prise en compte : tendance à la sous-estimation du risque - Si utilisation d'une valeur statistique, les nouveaux échantillons présentant une valeur inférieure à la maximale seront pris en compte : tendance à la surestimation de l'exposition. <p>Répercussion directe par comparaison au fond pédo-géochimique (cf. <i>infra</i>).</p> <p>Répercussion multiplicative sur les indices de risque pour l'ingestion de sol.</p> <p>Répercussion multiplicative « plafonnée » pour l'ingestion de végétaux par modèles de transfert.</p>
Site-dépendance	Source d'incertitudes site-dépendante.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les campagnes d'échantillonnage sont généralement réalisées au jugé, sur la base des études historiques, des plans anciens et récents, des résultats d'investigations antérieures ou des caractéristiques organoleptiques (aspect, couleur, odeur) des sols. Une seule étude a réalisé un échantillonnage systématique à l'aide d'un appareil à fluorescence X, afin de connaître la répartition des polluants, avant prélèvement de quelques échantillons jugés représentatifs pour analyse au laboratoire.

3.2.3.2 Echantillonnage du milieu « déchets » ou matériaux hétérogènes

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Dans ce paragraphe, le terme « déchets » s'applique à des matériaux issus de l'activité industrielle présentant une certaine hétérogénéité de constitution (diversité de matières) et de distribution (diversité de dimension des agrégats, cf. *infra*). Ces déchets sont généralement solides mais peuvent également se présenter sous forme pâteuse, boueuse, voire partiellement liquide. Ils peuvent être stockés en tas, dans les excavations (fosses recouvertes ou non) ou encore dans des conteneurs (fûts métalliques, etc.), chaque entité constituant un lot. En principe, tous les déchets connus et/ou visibles sont enlevés du site avant de commencer les études de diagnostic. Il peut néanmoins arriver que certains déchets anciens aient été déposés en plusieurs endroits non répertoriés du site et rendus invisibles par incorporation dans les remblais où ils constituent des « poches » plus ou moins toxiques (cas, par exemple, des cendres de pyrite issus de la fabrication d'acide sulfurique). Même si elle peut

sembler à la marge des démarches d'évaluation de risque, la prise en compte de ce type de matériaux sera traitée ici dans la mesure où elle est incluse dans les outils méthodologiques (MEDD, 2007a).

On distingue chez les lots de déchets deux types d'hétérogénéité susceptibles de causer des erreurs d'échantillonnage (MEDD, 2007a) :

- l'hétérogénéité de constitution, correspondant aux différences de propriétés intrinsèques (composition chimique, masse, taille...) de chaque élément individualisé de la matière, dans l'état de morcellement où elle se trouve au sein du lot. Cette grandeur n'est pas réductible ni par le mélange ni par l'homogénéisation physique,
- l'hétérogénéité de distribution, résultant du caractère non-aléatoire de la répartition spatiale (ou temporelle) des particules au sein du lot, ou à l'intérieur des groupes pouvant être formés en son sein. L'hétérogénéité de distribution n'est observée que lorsqu'une certaine hétérogénéité de constitution préexiste. Cette hétérogénéité est réductible par mélange du lot entier, où s'il est trop volumineux par le prélèvement de nombreux échantillons qui seront mélangés ensuite.

En plus des sources d'erreurs rencontrées dans les échantillonnages des sols et des eaux (contamination lors de prélèvement, évolution des échantillons, etc.), l'hétérogénéité de constitution fait que l'échantillon prélevé est toujours différent dans sa constitution du lot à caractériser. Cette erreur fondamentale d'échantillonnage (MEDD, 2007a), a été approchée dans le cas (simple) de la recherche de minerai dans des matériaux concassés, par la variance d'une distribution binomiale (formule de Gy) qui diminue quand la taille de l'échantillon augmente mais augmente avec la taille du lot et celles des fragments. Dans le cas de matériaux très hétéroclites, l'approche serait très complexe et n'est a priori jamais tentée. Le Guide (MEDD, 2007a) précise que cette erreur fondamentale rend illusoire le fait de vouloir quantifier l'erreur d'échantillonnage dont elle est une des composantes, mais décrit différentes méthodes de prélèvement recommandées selon la nature des déchets. Ces méthodes concernent également les prélèvements dans les flux de déchets pâteux ou liquides.

Caractérisation des incertitudes liées à l'échantillonnage du milieu « déchets »

Type d'incertitude	Ignorance L'incertitude est principalement épistémique (ignorance) étant donnée l'hétérogénéité des matériaux et de leur teneurs en polluants.
Amplitude	Les écarts de concentrations en polluants peuvent être importants au sein d'un même matériau et extrêmes d'un matériau à l'autre, en fonction de leur origine. L'échantillonnage selon les règles de l'art permet de réduire l'incertitude. Indice d'amplitude proposé par jugement d'experts : 10
Tendance et répercussion sur la décision	(-) Tendance à la sous-estimation du risque (cf. Milieu sol). En général, c'est la concentration maximale qui est utilisée (principe de prudence), le volume étant trop peu important pour la réalisation de statistiques. Répercussion directe par comparaison au fond pédo-géochimique (cf. <i>infra</i>) Répercussion multiplicative sur les indices de risque pour l'ingestion de sol Répercussion multiplicative « plafonnée » pour l'ingestion de végétaux par modèles de transfert.
Site-dépendance	Source d'incertitudes totalement site-dépendante.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Des amas de déchets ont été identifiés dans 2 études mais n'ont pas été échantillonnés.

3.2.3.3 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans l'échantillonnage des milieux solides

Les voies d'amélioration possibles en matière d'échantillonnage de milieux solides (sols essentiellement) doivent être recherchées selon deux axes :

- La localisation des points d'échantillons,
- La qualité des prélèvements.

La qualité des prélèvements relève du respect des normes quand elles existent, mais surtout de l'expérience et de l'expertise de l'opérateur et de l'adéquation de son équipement nécessaire au prélèvement, au traitement préliminaire, à la conservation et au transport des échantillons jusqu'au laboratoire. Cette compétence est en principe vérifiable par le commanditaire au vu des offres des prestataires, de leurs travaux antérieurs et de leur réputation. Son amélioration dépend de la démarche interne de l'opérateur : formation du personnel, accréditation et démarche qualité, acquisition d'équipements, présence d'un service de recherche-développement, etc.

La localisation adéquate des points d'échantillonnage repose sur les études documentaires et historiques permettant la connaissance et la localisation des différentes activités du site au cours de son histoire, sur les investigations préliminaires de terrain, d'abord organoleptiques (aspect visuel et éventuellement olfactif), puis éventuellement plus techniques avec l'utilisation de méthodes de mesures *in situ* (sondes diverses pour la détection des métaux lourds et composés organiques cf. § 3.2.7.1). L'exploitation des prélèvements et analyses antérieurs est déterminante pour la proposition de nouveaux prélèvements que le prestataire a tendance à limiter pour que sa proposition reste compétitive financièrement. Les plans d'échantillonnage « au jugé », moins gourmands, sont ainsi le plus souvent proposés. Là encore, l'expérience de l'opérateur est déterminante. Cependant, la méthode la plus rationnelle pour l'amélioration de la connaissance de la pollution d'un site est le recours aux méthodes de géostatistique.

L'apport des **méthodes géostatistiques** aux études de SSP font l'objet d'un travail en cours de finalisation mais les informations fournies dans ce chapitre proviennent essentiellement du Manuel Méthodologique de GeoSiPol (Geosipol, 2005). GeoSiPol est une association de professionnels publics (ADEME, INERIS, MINES ParisTech) et privés (Kidova – ex-FSS International, Géovariations, autres bureaux d'études et industriels), qui fonctionnent en groupe de travail afin de promouvoir et développer les applications des méthodes géostatistiques dans le cadre des SSP.

Les méthodes de géostatistique dans les études de sols et sites pollués permettent de valoriser au maximum les informations disponibles pour (i) appréhender la répartition spatiale de la pollution sur le site (en 2 ou 3 dimensions) et notamment la localisation des concentrations les plus élevées, et (2) d'établir une cartographie de cette pollution assortie d'un indicateur de précision ou d'incertitude. Ces méthodes sont sommairement décrites dans l'Encadré 3.

D'une manière générale, les **méthodes géostatistiques peuvent permettre** :

- de **cartographier les pollutions** en 2 ou 3 dimensions sur l'ensemble d'un domaine d'étude, ce qui facilite toujours la compréhension des problèmes par les donneurs d'ordre, les instances administratives et éventuellement le public,
- d'introduire la notion d'**incertitude** au niveau des valeurs estimées et de les intégrer au processus décisionnels,
- d'intégrer de manière formelle les **données indirectes** (autres que les concentrations des substances d'intérêt : caractéristiques lithologiques, organoleptiques et autres) afin d'optimiser l'exploitation de toute l'information disponible et la qualité de la restitution cartographique,

- d'améliorer, ou plus précisément, de **rationaliser, les stratégies d'échantillonnage** en mettant en évidence des zones d'imprécision sur lesquelles des échantillonnages complémentaires doivent être réalisées,
- de déterminer avec une plus **grande précision les zones et quantités de sols à dépolluer** et de faire entrer rationnellement la notion de coût dans le processus décisionnel,
- de **cartographier les données issues des mesures géophysiques** (électriques, électromagnétiques, microgravimétriques, sismiques, thermographie IR) et des mesures chimiques sur sites (gaz du sol, fluorescence X, FID, PID, DELCD, cf. 3.2.7.1). Une approche combinée de mesures de terrain, d'analyses de laboratoires et de traitement géostatistique simultanés a été développée sous le nom de « Repérage » (FSS International et al., 2008) et appliquée à un cas concret de site pollué en Belgique. Il a été ainsi possible, à l'aide d'un spectromètre portable à fluorescence X et d'un GPS, de collecter plusieurs centaines de données sur une semaine, tout en optimisant leur position au fur et à mesure de l'avancement de la reconnaissance. L'incertitude sur la classification des sols (pollué/non pollué) fournie par le modèle géostatistique a été réduite au maximum, compte-tenu des contraintes géographiques, temporelles et financières imposées. L'estimation et la délimitation des volumes de sols pollués ont été également améliorées.

Par contre, le recours à la **géostatistique ne permet pas** en principe :

- de **lever un doute sur l'existence d'une source de pollution** hypothétique et, de manière plus générale,
- de **créer de l'information** nouvelle (déterminer la concentration maximale d'un polluant sur un site, par exemple), sauf si la distribution des polluants est suffisamment connue, ou admise a priori, comme dans le cas d'un panache de polluants émis ponctuellement dans un matériau homogène, par exemple.

Encadré 3 : Méthodes d'analyse géostatistique

Fondamentalement, l'approche géostatistique comporte deux phases : (i) l'analyse exploratoire des données et (ii) la représentation cartographique.

Les données exploitables se répartissent en données directes et indirectes. Les variables directes sont celles qui renseignent directement les variables d'intérêt que l'on veut cartographier, et qui participent ainsi directement au processus de décision, notamment sanitaire. Il s'agit très généralement des concentrations de contaminants dans le milieu d'intérêt (sol, eau, etc.), mesurées en laboratoire ou *in situ*. Les données indirectes renseignent des variables secondaires ou auxiliaires qui peuvent aider à renseigner les variables d'intérêt. Ces variables peuvent être quantitatives et, le plus souvent continues, telles que le pH, ou qualitatives et le plus souvent catégoriques, telles que le faciès géologique ou la présence/absence d'un caractère organoleptique telle que l'odeur d'hydrocarbure, ou d'un autre indice (matériaux caractéristiques ou autre) : dans ce cas les variables sont codées 0/1 et sont dites « indicatrices ». L'un des grands avantages de la géostatistique est de pouvoir valoriser ces données indirectes pour améliorer la connaissance des variables d'intérêt (cokrigage, cf. *infra*).

L'analyse exploratoire des données s'effectue en trois étapes :

- la localisation spatiale des données (plan de position) issues de l'échantillonnage
- le traitement statistique « classique » des données : histogramme des fréquences, moments usuels (moyenne, médiane, variance), ajustement éventuel à des modèles paramétriques (distribution normale, log-normale ou autres),
- l'analyse de la variabilité spatiale caractérisée par le variogramme.

Le variogramme permet de quantifier la variabilité des données en fonction de la distance. Il est d'abord construit de manière expérimentale sur la base d'une nuée variographique. Celle-ci est un nuage de points représentant l'ensemble des couples de données (ou mesures) avec en abscisse, la distance et en ordonnée, l'écart de valeur entre les données de chaque couple. On divise alors l'axe des distances en intervalles de même amplitude (classes ou pas de mesures) et on calcule sur chaque intervalle un descripteur mathématique de la contribution moyenne apportée en termes de variabilité par l'ensemble des points (couples de mesures) compris dans l'intervalle. On obtient ainsi un variogramme expérimental en reliant les valeurs calculées ci-avant sous la forme discrète d'une ligne brisée (1 point par classe de distance). Il faut noter que l'orientation (Nord-Sud-Est-Ouest) peut être également prise en compte dans le variogramme expérimental afin de mettre en évidence l'isotropie ou l'anisotropie (variabilité plus forte dans une certaine direction) de l'échantillonnage. Le variogramme permet également de caractériser la stationnarité de la variable (variabilité se stabilisant autour d'un « palier » au-delà d'une certaine distance appelée « portée ») ou se décomposer en des structures gíogones de paliers et portées différentes.

Le variogramme expérimental discret est ensuite transformé en fonction continue par ajustement à un modèle théorique (fonction mathématique), avec si nécessaire, une transformation préalable des données, logarithmique, par exemple. La méthode de base utilisée pour la cartographie est le krigeage : mode d'interpolation qui estime la valeur de la variable d'intérêt en un point donné par combinaison linéaire pondérée des valeurs mesurées sur les autres points. Le krigeage sélectionne, en fonction du variogramme, les poids à affecter à chaque valeur mesurée de façon à ne pas biaiser l'estimation (la valeur attribuée à un point de mesure est bien la valeur mesurée), et à minimiser la variance de l'erreur d'estimation (ou risque d'erreur). Lorsque que les mesures sont nombreuses, le krigeage se fait sur la base des mesures les plus proches (krigeage local). Le krigeage peut aussi être appliqué à des variables indicatrices (codées 0/1). La méthode de cokrigage permet par exemple le calcul du meilleur estimateur linéaire non biaisé d'une combinaison linéaire de données directes et indirectes.

Il est nécessaire de rappeler que, s'il gère au mieux l'information disponible, le krigeage ne crée pas d'information. En chaque point estimé, le krigeage donne une variance (et donc un écart-type) de krigeage, qui peut être utilisé pour définir des intervalles de confiance. Cet écart-type ne dépend cependant que du variogramme sans tenir compte de la dispersion des données à proximité du point d'estimation. Le krigeage ne rend donc pas compte de la variabilité locale : par effet de « lissage », il accentue la continuité spatiale des variables d'intérêt et la variabilité plus faible des valeurs estimées par rapport aux valeurs réellement mesurées. Pour cette raison, on ne peut comparer des valeurs estimées par krigeage à des opérateurs non linéaires tels que des seuils critiques (anciennes VCI, par exemple). Pour éviter ce biais, lorsque l'on veut par exemple estimer sans biais les zones ou volumes de sols à dépolluer, on procède à des simulations conditionnelles.

Les simulations sont des réalisations possibles des variables d'intérêt sur le domaine d'étude qui prennent en compte l'histogramme (distribution de probabilité) et la structure spatiale (variogramme) des valeurs mesurées lors de l'échantillonnage. Les simulations restituent donc la variabilité spatiale du phénomène étudié. Elles sont dites « conditionnelles » lorsqu'elles sont calées sur les valeurs mesurées. Il existe de nombreuses méthodes de simulation, la plus fréquemment appliquée aux concentrations de polluants repose sur une distribution gaussienne : les données doivent donc le plus souvent être transformées pour adopter cette distribution, puis subir ensuite la transformation inverse. La méthode de simulation séquentielle consiste alors à tirer au sort, sur l'ensemble des nœuds d'une grille fine recouvrant le domaine d'étude, et dans un ordre défini aléatoirement, une valeur de la distribution prenant en compte le variogramme et l'histogramme pour la localisation du nœud. Une fois la grille entièrement traitée, on recommence la simulation un nombre de fois suffisant pour construire en chaque point une distribution solide des valeurs possibles sur laquelle on peut calculer une valeur moyenne (de concentration en polluant) et écart-type, indicateur de l'incertitude liée à cette moyenne. A partir de cette analyse statistique, on peut élaborer des cartes de probabilité de dépassement de seuil critique entraînant la nécessité de dépolluer ou de percentiles (P95, par exemple) de valeurs possibles plus faibles que le seuil critique.

La mise en œuvre d'une **démarche géostatistique**, outre la compétence dans le traitement des données et la manipulation de logiciels spécialisés, **nécessite un certain nombre de prérequis** concernant le site et les données disponibles au niveau de l'échantillonnage de base, principalement :

- un nombre suffisant de données directes de la variable d'intérêt (valeurs de concentration pour chaque polluant étudié). Le nombre de 10 données est considéré comme un seuil pour la mise en œuvre d'une analyse exploratoire, mais à partir de 20 données, une cartographie devient possible. Un total de 20-25 données est nécessaire à une démarche de simulation conditionnelles permettant d'estimer les quantités de sols à dépolluer et les incertitudes y afférentes,
- des données de bonne qualité du point de vue de leur localisation et de leur répartition spatiale, d'où l'intérêt d'intégrer l'approche géostatistique au niveau de la stratégie d'échantillonnage,
- un site présentant une certaine continuité spatiale de la pollution. Sur un site très complexe et très hétérogène, ayant subi par exemple des excavations et des apports extérieurs de terre pendant ou après son fonctionnement, les méthodes géostatistiques pourront difficilement cartographier la pollution avec un niveau de confiance plus satisfaisant que d'autres méthodes. Par compte, même sur un tel site, la géostatistique reste seule capable de quantifier ce degré de confiance par calcul d'incertitudes d'estimation. Des adaptations méthodologiques existent parfois pour ce genre de situation (incorporation de données secondaires), mais il vaut mieux dans ce cas connaître l'historique du site. Cette complexité ou hétérogénéité est malheureusement souvent rencontrée sur d'anciens sites industriels pollués faisant l'objet d'étude sanitaire,
- des échantillons homogènes du point de vue de leur support, c'est-à-dire de leur volume et de leur géométrie. Il est en effet montré que la variabilité des teneurs mesurées dépend du support des échantillons : pour les calculs statistiques et géostatistiques (variance, histogramme, variogramme), on ne peut donc pas mélanger des échantillons de taille trop variable. Par exemple, un échantillon ponctuel de quelques dm^3 ne peut être comparé à un tronçon de carottage. Cela peut représenter une contrainte car souvent, les sites subissent plusieurs diagnostics successifs à des intervalles de temps parfois grands et utilisant des méthodes différentes. Cependant, on peut considérer des séries de données obtenues sur des échantillons de supports différents comme des populations séparées, et les représenter par des variables différentes, intégrables dans un même modèle par cokrigage ou cosimulation. Le mode de prélèvement et le traitement des échantillons doivent également être homogènes. Il est évident que la géostatistique ne peut corriger des erreurs d'échantillonnage (contamination, mauvaise conservation, etc.) ou des erreurs ou imprécisions analytiques de laboratoires.

La contribution de la géostatistique à la connaissance et à la réduction des incertitudes associées aux études sanitaires des SSP est d'abord de permettre de rationaliser les stratégies d'échantillonnage, d'intégrer des variables auxiliaires et d'écarter éventuellement des valeurs atypiques.

Du point de vue quantitatif, la géostatistique est actuellement principalement appliquée à la détermination des volumes de sols pollués à excaver sur la base de valeurs critiques de concentration de polluant et de probabilité de dépassement.

Si les décisions en termes sanitaires ne se prennent plus en regard de concentrations critiques (telles VCI ou VDSS), elles se prennent le plus souvent en fonction de niveaux de risque sanitaire calculés pour chaque substance sur la base de la dose d'exposition totale et de la valeur toxicologique de référence (VTR). Le calcul de la dose d'exposition fait intervenir la concentration dans le sol et le scénario d'exposition pour l'ensemble des voies et média d'exposition pertinents avec éventuellement les équations de transfert depuis le sol vers les autres médias. En d'autres termes, pour chaque polluant d'intérêt, au seuil de risque sanitaire acceptable correspond une concentration critique dans le sol. Cette démarche s'apparenterait à celle du logiciel d'exposition aux sols pollués CLEA (*Contaminated Land Exposure Assessment*) développé par l'Agence de l'Environnement britannique (UK-EA). CLEA calcule pour chaque mode d'exposition la dose (administrée) de sol équivalente (SEI :

Soil Equivalent Intake), puis la compare à une dose de référence (*Reference Intake*) liée à la VTR pertinente pour le mode d'exposition.

Dès lors, on pourrait donc appliquer les méthodes de géostatistique (simulations conditionnelles en particulier) pour caractériser la probabilité de dépassement de la concentration critique en chaque point du domaine d'étude et donc utiliser la géostatistique pour intégrer l'incertitude d'estimation de la répartition spatiale de la pollution dans les évaluations quantitatives de risque sanitaire. Les bénéfices pourraient en être substantiels au niveau des coûts de dépollution mais entraînerait un processus de décision plus élaboré que la simple application du principe de précaution (tout ou rien). A présent, la géostatistique est encore très peu appliquée à l'évaluation de risque sanitaire. Dans une publication récente (Chen et Ma, 2013), la géostatistique est utilisée pour cartographier la concentration de trichloréthylène dans la nappe phréatique dans une région de Taiwan à partir de prélèvement dans un ensemble de puits et en déduire les risques pour les populations qui utilisent la nappe comme source d'eau de consommation. Le développement de la notion de justice environnementale aux Etats-Unis a eu pour effet de multiplier les études de cartographie des risques (« *Riskscape* ») basé sur la superposition de cartes de concentrations de polluants et d'autres nuisances (bruit, déchets, etc.). En France, la définition des Points Noirs Environnement inscrite dans les actions du deuxième Plan National de Santé Environnement (2013) favorise également les études de cartographie du risque. Mais il s'agit d'études géomatiques à grande échelle qui n'ont pas la même exigence de précision et de traitement des incertitudes que les études sanitaires de SSP.

Ce qu'il faut retenir sur l'intérêt de la géostatistique dans le traitement des incertitudes des études sanitaires de SSP

- la géostatistique intervient principalement au niveau de la connaissance de la pollution des sols, même si elle peut être également appliquée aux eaux souterraines et de surface. Elle permet également de valoriser des résultats de mesures *in situ* et de valoriser des variables géologiques, géophysiques, physicochimiques, organoleptiques et autres,
- la géostatistique a pour principal intérêt d'améliorer la qualité de l'échantillonnage et le degré de confiance dans la représentativité des échantillons de sols (« mère » des incertitudes) mais doit pour cela intervenir dès le début des études, en amont des campagnes d'échantillonnage, ou mieux, être intégrée dans la conception des études. En effet, le traitement géostatistique ne peut s'opérer que sur des échantillons répondant à certains critères et il est parfois difficile d'en obtenir des résultats a posteriori,
- la géostatistique fait appel à des méthodes et outils statistiques et informatiques dont la maîtrise nécessite un certain savoir-faire reposant sur l'expérience. Il est donc recommandé de confier cet aspect à des spécialistes, même si la formation des cadres des prestataires classiques d'études sanitaires de SSP peut être utile pour faciliter les échanges et la présentation des résultats,
- Les modèles géostatistiques peuvent s'adapter spécifiquement aux approches d'estimation de risque sanitaire sous réserve d'un travail de développement d'envergure peu excessive a priori,
- Actuellement encore très peu appliquée à cet usage, la géostatistique peut donc représenter un moyen « coût-efficace » de réduction des incertitudes des études sanitaires relatives aux SSP.

3.2.4 INCERTITUDES LIEES A L'ECHANTILLONNAGE DES MILIEUX HYDRIQUES

3.2.4.1 Echantillonnage du milieu « eau de surface »

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Le transfert des polluants d'un site pollué vers les eaux de surface se fait essentiellement, soit par rejet direct, soit par relation hydraulique nappes/rivières, les nappes phréatiques superficielles étant elles-mêmes contaminées par percolation des polluants au travers du sol, soit encore par transport de particules de sols pollués par ruissellement pluvial ou érosion aérienne.

A partir d'un point ou d'une zone de rejet, la concentration d'un polluant dans l'eau de surface est influencée par :

- l'écoulement, qui peut être très lent dans le cas d'un plan d'eau, qui peut transporter le polluant, en le diluant, sur une longue distance, dessinant ainsi un panache,
- la stratification de la lame d'eau qui limite la migration du polluant. La stratification peut être d'origine thermique, en particulier dans les eaux immobiles et profondes, d'origine biochimique en lien avec la pénétration de la lumière et aux phénomènes physico-chimiques et biologiques (photosynthèse) ou encore avoir pour origine la rencontre de deux masses d'eau de caractéristiques différentes (température, salinité, densité),
- la disparition du polluant par le jeu de mécanismes physicochimiques (évaporation, photolyse, oxydation) ou biologique (absorption par les animaux ou plantes aquatiques, biodégradation microbienne).

Il faut noter que les eaux de surface sont plus ou moins chargées en particules fines sur lesquelles les polluants de la phase liquide peuvent se fixer ou en particules fines qui portent les polluants à l'origine (particules de sols pollués). Ces particules finissent par se déposer sous l'action de la gravité et s'incorporent aux sédiments. D'un autre côté, certains polluants liquides non miscibles à l'eau (hydrocarbures en général) peuvent former une couche plus ou moins épaisse qui, selon leur densité, flottera à la surface ou près de la surface de l'eau (phase libre flottante) ou se déposera au fond (phase libre « plongeante »). Ces couches s'individualiseront d'autant plus que les eaux seront calmes, les turbulences ayant tendance à émulsionner ces substances non miscibles.

Bien qu'il soit reconnu que l'eau est un milieu plus homogène que le sol et que les polluants y sont généralement beaucoup plus mobiles, la prise en considération des différents facteurs influençant les concentrations de polluants aboutissent à des stratégies d'échantillonnages similaires à celles mises en œuvre sur les sols : échantillonnage aléatoire, systématique, guidé, stratifié ou non. Cependant, la pratique consiste généralement à prélever les échantillons (MEDD, 2007a) :

- en amont des rejets, pour connaître le bruit de fond et l'influence éventuelle d'autres sources de pollution,
- directement dans les rejets ou, si difficile, au droit des rejets (visibles ou identifiés) du site, afin de connaître les concentrations maximales et si possible les variations des concentrations selon le rapport des débits du rejet et du cours d'eau,
- en aval des rejets, à distances régulières en suivant le courant (cours d'eau) ou éventuellement de manière aléatoire (plans d'eau),
- aux points d'utilisation : zone de baignade, de pêche, de pisciculture, captage pour eau potable.

Si un réseau de surveillance de qualité de l'eau existe dans la zone d'influence du site, les résultats peuvent bien entendu être utilisés avec éventuellement des analyses complémentaires de polluants non spécifiquement surveillés en routine.

La réalisation d'échantillons composites (dans l'espace) est soumise à moins de restriction que celle des sols, les échantillons d'eau étant généralement miscibles sauf si leur température et leur densité

différent trop. Si les débits des rejets et/ou des cours d'eau varient au cours des saisons, des prélèvements peuvent également être pratiqués à différents intervalles de temps pour caractériser les concentrations maximales ou moyennes.

Similairement aux sols, il convient d'appliquer les normes en vigueur pour contrôler les biais éventuels liés aux conditions d'échantillonnage. Cela s'applique particulièrement à la nature des conteneurs et aux conditions de conservation. Les échantillons aqueux étant susceptibles d'évoluer très rapidement, l'ajout d'un agent de conservation (acide, base ou oxydant puissant) est généralement nécessaire. De plus, si la plupart des analyses s'effectue sur des échantillons d'eau brute, certaines, telles que les dosages d'anions ou de chrome VI, nécessitent une filtration préalable à 0,45 µm (MEDD, 2007a).

Caractérisation des incertitudes liées à l'échantillonnage du milieu « eau de surface »

Type d'incertitude	<p>Ignorance</p> <p>En présence de turbulences, les polluants solubles ou miscibles à l'eau auront tendance à se mélanger rapidement, en écoulement laminaire, ils formeront un panache modélisable à condition de connaître un certain nombre de paramètres (densité, température, etc.). L'incertitude liée aux variations saisonnières des débits des cours d'eau peut être facilement appréhendée. Il en va de même dans le cas d'une stratification thermique d'un lac. L'influence de la température sur l'évaporation et la biodégradation des substances organiques est plus difficile à maîtriser. La principale source d'incertitude est épistémique (ignorance) dans le cas des substances non réparties de manière homogène dans la lame d'eau : substances flottantes ou plongeantes ou encore, dans une moindre mesure, fixées sur les matières en suspension. Toutefois, la connaissance des polluants des sols des sources de pollutions et du contexte hydrologique (crues et étiages) permet d'éviter les erreurs d'échantillonnage.</p>
Amplitude	<p>Les écarts entre concentrations dans les prélèvements et d'une part les extrêmes existants et d'autre part les moyennes annuelles (les variations de débits étant prises en compte) sont a priori peu importants, pour peu que les règles de l'art soient respectées (en particulier la prise en compte des flottants et des plongeants). Empiriquement, on peut attribuer un indice d'amplitude de 2 aux variations de concentrations dans le courant et de 5 aux variations saisonnières (sauf pour les canaux et cours d'eau régulés).</p> <p>Indice d'amplitude proposé par jugement d'experts : 10.</p>
Tendance et répercussion sur la décision	<p>(-) Tendance à la sous-estimation du risque. En général, c'est la concentration maximale qui est utilisée comme valeur représentative (principe de prudence), le nombre d'échantillons étant trop réduit pour la réalisation de statistiques. Tout nouvel échantillon ne peut donc qu'augmenter la valeur représentative car si sa concentration n'est pas supérieure aux autres, elle ne sera pas prise en compte.</p> <p>Répercussion directe par comparaison aux valeurs réglementaires.</p> <p>Répercussion multiplicative sur les indices de risque pour la consommation d'eau de boisson.</p>
Site-dépendance	Source d'incertitudes partiellement site-dépendante.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Seules 3 études ont échantillonné les eaux de surface (rivière, chenal, rejet pluvial et eaux de ruissellement). Les échantillons ont systématiquement été réalisés en amont et en aval du site et de ses rejets. Il ne semble que les échantillons aient été dupliqués.

Les **sédiments** s'apparentent aux sols mais leur mode de formation par dépôts successifs plus ou moins réguliers implique une hétérogénéité verticale (strates ou gradient) généralement plus importante que l'hétérogénéité horizontale. La profondeur d'échantillonnage sera donc importante tant

du point de vue de la recherche de polluants que de l'interférence possible avec la faune aquatique (les organismes vivant dans les sédiments, susceptibles d'introduire les contaminants dans la chaîne alimentaire, se concentrent en général dans les premiers centimètres). Le Guide du MEDD (2007a) recommande un prélèvement sur chaque rive et au milieu des cours d'eau, ce qui se justifie par la différence des vitesses d'écoulement de l'eau, donc de dépôts de sédiments. A l'instar des eaux, des prélèvements en amont et aval sont également importants pour cerner l'influence du site.

3.2.4.2 Echantillonnage du milieu « eau souterraine »

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Les eaux souterraines sont le plus souvent polluées après transfert des polluants à travers le sol (et éventuellement le sous-sol) par gravité et entraîné par les eaux pluviales. Dans certains cas, il peut y avoir pollution directe depuis des conteneurs ou des canalisations enterrées jusqu'au niveau desquels la nappe remonte (terrains généralement inondables) ou indirecte par continuité avec des eaux de surface polluées. Très généralement les nappes susceptibles d'être polluées sont des nappes libres (à la pression atmosphérique), les nappes captives étant par définition confinées dans des couches imperméables, à moins que celles-ci ne soient perforées par un ou plusieurs forages. La capacité pour des polluants de rejoindre une nappe souterraine caractérise la « vulnérabilité » de la nappe qui dépend essentiellement de la nature hydrogéologique (porosité, perméabilité, fracturation, etc.) et de l'épaisseur du substrat du sol et du sous-sol entre le point d'émission et la surface de la nappe. La vulnérabilité dépend également des polluants, certains étant très mobiles (hydrocarbures légers) et d'autres moins (hydrocarbures lourds). Un premier choix sera donc à faire concernant l'opportunité d'explorer certaines nappes peu vulnérables.

L'écoulement très lent, l'absence de turbulence et le relatif confinement des eaux souterraines s'opposent à leur homogénéisation et favorisent la formation de phases libres flottantes et/ou plongeantes en cas de pollution par des substances non miscibles. Ces phases n'étant pas visibles il sera nécessaire de les identifier et d'en mesurer l'épaisseur, si des rejets de tels polluants sont suspectés d'après les activités du site.

Systématiquement, l'étude de la pollution des eaux souterraines nécessitera l'établissement d'une piézométrie pour identifier le sens d'écoulement de la nappe, donnée qui n'apparaît pas toujours avec évidence sur le terrain et qui peut varier selon la saison, voire selon la recharge de la nappe après des épisodes pluvieux importants, par exemple. Il faudra également déterminer le régime hydrodynamique de la nappe (battements verticaux). Enfin, la connaissance de l'aquifère (continuité, fissuration, fragmentation, caractère karstique) reste essentielle pour être sûr que la zone échantillonnée est bien représentative des eaux à la verticale, en amont, ou en aval du site.

Les stratégies d'échantillonnage des nappes souterraines suivent les mêmes principes que ceux appliqués aux sols et aux eaux superficielles, l'identification de phases libres flottantes ou plongeantes étant indispensable en cas de suspicion. Cependant, le nombre de points de prélèvements est généralement limité étant donné le coût de mise en place de piézomètres (puits ou forages dont les parois sont tubées et garnies d'une crépine dans leur partie inférieure). Les forages et tubages seront effectués par des professionnels avec de grandes précautions pour éviter les contaminations par les couches supérieures de sol et les puits devront être purgés. Les dispositifs devront en principe permettre des prélèvements à plusieurs profondeurs.

Une série de normes existe pour contrôler les risques de contamination lors de la mise en place et de l'exploitation des piézomètres. Les prélèvements et le traitement des échantillons d'eau avant analyse font également l'objet de normes, tout comme pour les échantillons d'eau de surface.

Caractérisation des incertitudes liées à l'échantillonnage du milieu « eau souterraine »

Type d'incertitude	<p>Ignorance</p> <p>Dans l'eau souterraine, qui circule généralement lentement, l'incertitude liée à la variabilité spatiale (panache) peut être importante. L'incertitude liée aux variations saisonnières d'épaisseur de la zone saturée peut être assez facilement appréhendée. Plus encore que dans l'eau de surface, la principale source d'incertitude est épistémique (ignorance) dans le cas des substances non réparties de manière homogène dans la lame d'eau : substances flottantes ou plongeantes. Toutefois, la connaissance des polluants des sols et sources de pollutions permet d'éviter les erreurs d'échantillonnage.</p>
Amplitude	<p>Les écarts entre concentrations dans les prélèvements peuvent être importants dans le cas d'un aquifère à faible conductivité hydrique. Les variations saisonnières montrent des amplitudes plus limitées. Cependant, il peut arriver qu'une montée du niveau de la nappe entraîne la mobilisation de polluants du sol localisés dans la zone habituellement non saturée.</p> <p>Empiriquement, on peut attribuer un indice d'amplitude de 10 aux variations de concentrations dans l'aquifère et de 2 aux variations saisonnières.</p> <p>Indice d'amplitude proposé par jugement d'experts : 20.</p>
Tendance et répercussion sur la décision	<p>(+/-) Tendance plus fréquente à la sous-estimation du risque. En général, c'est la concentration maximale qui est utilisée comme valeur représentative (principe de prudence), le nombre d'échantillons étant trop réduit pour la réalisation de statistiques. Tout nouvel échantillon ne peut donc qu'augmenter la valeur représentative car si sa concentration n'est pas supérieure aux autres, elle ne sera pas prise en compte. D'un autre côté, en cas d'aquifère discontinu, on peut observer de fortes concentrations locales dans des « poches » sans relations avec l'aquifère exploité, par exemple.</p> <p>Répercussion directe par comparaison aux valeurs réglementaires</p> <p>Répercussion multiplicative sur les indices de risque pour la consommation d'eau de boisson.</p>
Site-dépendance	Source d'incertitudes partiellement site-dépendante.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les eaux souterraines sont très souvent échantillonnées (7 études sur 8). Le réseau existant de piézomètres, puits et sources est sollicité et souvent complété par de nouveaux piézomètres. Un prélèvement est réalisé systématiquement en amont des sites. Dans une étude, l'eau du robinet a également été échantillonnée. Dans un cas, les mesures ont été réalisées en basses et hautes eaux. Les résultats d'analyses ont servi dans une étude pour la modélisation de la contamination des eaux distribuées.

3.2.4.3 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et dans l'échantillonnage des milieux hydriques

Les considérations sur la qualité et la localisation des prélèvements développées pour les milieux solides s'appliquent également aux milieux hydriques. Des méthodes géostatistiques basées sur l'échantillonnage et des modèles prédictifs de pollution (panaches) sont applicables aux eaux souterraines mais d'un faible intérêt pour des études *ex-post*. La connaissance du contexte hydrologique et/ou surtout du contexte hydrogéologique est très importante pour la représentativité des échantillons prélevés. Dans un contexte hydrogéologique fracturé (karstique), une prospection complémentaire avec un équipement géophysique (mesures électriques, en particulier), associé à un traitement géostatistique permet d'affiner la connaissance de l'aquifère sous-jacent et d'éviter de prélever dans des poches isolées. Ces prospections complémentaires ont un coût qui devra être pris en charge par le commanditaire, charge à l'opérateur de le convaincre du bien-fondé d'une telle démarche.

Le suivi des niveaux statiques des nappes, à l'aide du portail ADES (<http://www.ades.eaufrance.fr/>) qui donne accès à la base BSS-Eau avec 70 000 stations de mesures, peut s'avérer un outil précieux pour connaître la représentativité interannuelle des résultats et éventuellement les tendances sur les dernières années.

3.2.5 INCERTITUDES ET VARIABILITES LIEES A L'ECHANTILLONNAGE DES MILIEUX VIVANTS

3.2.5.1 Echantillonnage des végétaux consommables et autres denrées alimentaires

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

La contamination des végétaux autoproduits ou « auto-prélevés (champignons, baies, plantes sauvages) par les polluants d'un site peut se faire par voie racinaire directement à partir du sol où les végétaux sont plantés ou par voie aérienne après dépôts de poussières de sols contaminés sur les parties aériennes des végétaux. La concentration en polluants des végétaux dépend de l'espèce, voire de la variété (cultivar), de la nature du polluant, des caractéristiques du sol (pH, matière organique, etc.) et du stade de développement de la plante. Ainsi, certaines plantes sont considérées comme fortement accumulatrices de certains ETM, comme les épinards (As, Cd, Hg, Pb), les carottes (Cd, Pb), les tomates (Cd, Cu, Zn) et les haricots (Hg, Ni, Zn) ; plantes potagères comme les pommes de terre au sein d'une même, les oignons, les poireaux, sont considérées comme faiblement accumulatrices (ADEME, 2014). Néanmoins, pour un ETM donné, les concentrations médianes et moyennes entre différentes plantes potagères varient généralement d'un facteur inférieur à 10 (Versluij et Otte, 2001). Il faut noter que le facteur variété n'est pas négligeable : les teneurs en Cd de deux variétés différentes cultivées dans les mêmes conditions peuvent varier d'un facteur 2 chez les pommes de terre et d'un facteur 4 chez les laitues (Tremel-Schaub et Feix, 2005). La base de données BAPPET sur les teneurs en ETM des plantes potagères a été constituée en 2007 avec le soutien de l'ADEME et de l'INERIS pour les opérateurs en charge des diagnostics environnementaux (Denys et al, 2007 ; Mouchet et al., 2008). Un travail équivalent pour les polluants organiques est en cours, qui devrait aboutir en 2015 (Franck Marot ADEME, communication personnelle). La base BAPPET, mise à jour en 2012 peut ainsi permettre de :

- comparer des résultats de mesure spécifiques au site étudié aux données de la littérature afin de les conforter ou de signaler des anomalies nécessitant des investigations supplémentaires
- évaluer de manière prédictive des concentrations en substances polluantes dans les plantes à partir des concentrations dans les milieux environnementaux.

Les prélèvements dans les végétaux sont mis en œuvre lorsqu'il est estimé que la pollution du sol ou des eaux liées aux activités du site peut s'étendre au-delà du site, en particulier dans les jardins familiaux où les végétaux produits sont consommés sur place. Le choix des parcelles et des végétaux à prélever est décidé par le diagnostiqueur en fonction de la situation locale : on aura tendance à choisir les cultures les plus répandues ou les plus susceptibles d'absorber les polluants en distinguant le cas échéant les légumes-racines (contaminés par le sol en place) des légumes-feuilles (également contaminés par les dépôts de particules).

Le traitement des échantillons est très important pour éviter les sources de contamination extérieures (par exemple par le sol autour des feuilles ou des racines) et l'évolution des produits fermentescibles (éviter le tassement, etc.). La lavage des échantillons est souvent une étape critique car il doit veiller à éliminer les particules de sol, toujours beaucoup plus concentrée en polluants que le végétal. Un guide méthodologique été produit pour la conduite des échantillonnages de plantes potagères (ADEME et al., 2014 ; INRA, 2004).

Il est important de mentionner que les polluants présents dans les végétaux peuvent provenir d'autres sources que le site lui-même. L'assimilation par les végétaux de polluants transportés par l'air sous forme de particules fines pénétrant par les stomates, ou sous forme soluble à travers la cuticule des

feuilles, a été montrée pour les ETM (Tremel-Schaub et Feix, 2005) et pour les composés organiques (InVS, 2007). Dans ce cas, les établissements industriels ou les grands axes de transports peuvent également participer à la « contamination » des végétaux. Dans une étude de sol pollué passée en revue dans le cadre du présent travail, le prestataire a justifié la concentration élevée en phénanthrène dans les feuilles de choux par le fait que cet HAP, très rarement présent dans les sols, était beaucoup plus fréquent dans les émissions atmosphériques automobiles (notamment des moteurs diesel).

Plus généralement, il faut donc prendre en compte la double origine, édaphique et aérienne, de certains polluants présents dans les végétaux, afin d'éviter, le cas échéant, une surévaluation de l'impact spécifique du site. Cela ne concerne pas que les parties aériennes des plantes, la translocation des feuilles vers les racines est en effet très active, en particulier pour Cd, Cr, Ni et Pb (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Le prélèvement d'échantillons de plantes de mêmes espèces cultivées sur sol « témoin » pourrait aider à lever le doute, même si l'estimation de la contribution spécifique du sol pollué resterait difficile à quantifier. De même, il peut être utile de vérifier la cohérence entre les concentrations de polluants dans le sol et dans les végétaux, même si, comme on l'a vu, les taux de bioconcentrations varient beaucoup selon les conditions. Les facteurs de bioconcentration, (BCF : concentration dans le végétal /concentration dans le sol) sont en moyenne généralement inférieurs à 3 pour les ETM et inférieurs à 0,05 pour les HAP, tous légumes et substances confondus (RIVM, 2007). L'Institut National de Santé Publique du Québec a établi une liste de BCF pour chacun des 16 HAP pour les légumes- racines, - feuilles et -fruits, mais basés sur l'organe consommé et non sur la plante entière (Beausoleil et Price, 2010). Un dépassement significatif de ces limites doit en principe éveiller le soupçon d'une contamination par voie aérienne.

Certaines plantes, telles que le chou, ont la faculté d'accumuler des substances organiques, en particulier les HAP, dans leurs feuilles et en particulier dans les cires épicuticulaires. Une variété de chou (non alimentaire) est même utilisée dans un test normalisé de biosurveillance des HAP, PCB et dioxines en Allemagne (VDI 3957-3 2000 réactualisé en 2008). En France, le chou fourrager a été utilisé pour la biosurveillance des HAP et COV dans la Communauté Urbaine de Lille (APPA-NPC, 2006). La première leçon à tirer est donc d'éviter d'utiliser le chou comme légume-feuille représentatif sur des sols pollués aux HAP ou dioxines. Il serait utile d'incorporer cette information dans un prochain guide d'échantillonnage, le guide actuel de l'ADEME (ADEME et al, 2014) concernant principalement les ETM.

Enfin, il faut rappeler que si la concentration d'un polluant mesurée dans un végétal cultivé pour l'alimentation entraîne un risque inacceptable, ce fait devra être porté à la connaissance des autorités, quelle que soit l'origine du polluant, liée ou non au site étudié.

Les produits animaux sauvages (poissons, gibier) ou d'élevage familiale (basse-cour), a priori non soumis à contrôle sanitaire systématique peuvent également être analysés en fonction du risque de contamination. Pour ces produits, les risques de contamination extérieure sont réduits et les méthodes d'échantillonnage et de traitement des échantillons doivent être conformes aux normes de contrôle de la qualité des aliments.

Caractérisation des incertitudes liées à l'échantillonnage du milieu « denrées alimentaires autoproduites » (plantes potagères)

Type d'incertitude	<p>Ignorance</p> <p>Pour un type d'aliment (feuilles, racines, tiges, fruits), les concentrations en polluants sont liées, sans être forcément proportionnelles, à la répartition des polluants dans le sol, soumise à des incertitudes à la fois aléatoire (dispersion naturelle) et épistémique (activités du site). La variété, qui conditionne le développement et l'activité racinaire, et le stade de développement influencent également les concentrations de polluants selon des mécanismes difficiles à modéliser. Une autre incertitude épistémique (ignorance) consiste dans le choix de ou des aliments représentatifs, même en stratifiant par végétaux feuilles, végétaux racines, etc. Il faut également ajouter la variabilité naturelle des êtres vivants (végétaux et animaux) en matière de prélèvement et de métabolisme alimentaire. En appliquant de bonnes pratiques en matière d'échantillonnage, cette dernière incertitude peut être maîtrisée. Enfin, il ne faut pas oublier l'influence des polluants aéroportés provenant de sources indépendante du site (transports, installations en fonctionnement).</p>
Amplitude	<p>Pour un polluant de concentration donnée dans le sol, au sein d'une même catégorie de plantes (légumes-feuilles, -racines, -tiges, -fruits au stade consommable (maturation)) les écarts entre concentrations des végétaux de même espèce peuvent varier de 2 à 4. Au sein de chaque catégorie, les écarts entre différentes espèces peuvent varier de 1 à 10 Indice d'amplitude calculé : 10.</p>
Tendance et répercussion sur la décision	<p>(+/-) Tendance à la sous-estimation plus fréquente. En général, c'est la concentration maximale qui est utilisée comme valeur représentative (principe de prudence), le nombre d'échantillons étant trop réduit pour la réalisation de statistiques. Tout nouvel échantillon ne peut donc qu'augmenter la valeur représentative car si sa concentration n'est pas supérieure aux autres, elle ne sera pas prise en compte. Des exceptions peuvent survenir par le choix de plantes fixant fortement certains polluants de l'air (choux avec les HAP) ou de parcelles ou les amendements du jardinier favorisent particulièrement la mobilisation de ETM.</p> <p>Répercussion directe par comparaison aux valeurs réglementaires Répercussion multiplicative pour les indices de risque (ingestion aliments).</p>
Site-dépendance	Source d'incertitudes site-dépendante
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Des cultures maraîchères ont été échantillonnées dans 3 études qui ont pris soin de sélectionner des espèces diversifiées par leurs parties comestibles (feuilles, racine, fruits) et par leur capacité à accumuler les polluants (ETM) afin de respecter les règles de l'art en matière de prélèvement et traitement des échantillons.

3.2.5.2 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans l'échantillonnage des milieux vivants (végétaux)

Comme il a été mentionné plus haut, le guide méthodologique de l'ADEME permet de limiter les principales erreurs d'échantillonnage de matériel végétal, même s'il y est spécifié que les prélèvements de végétaux ne peuvent être réalisés selon des méthodes standardisées et reproductibles dans les potagers. Le guide précise qu'il faudra s'assurer que le sol jardiné soit représentatif de la zone d'impact du point de vue pédologique. Il est cependant important de noter qu'un sol de jardin potager ne reçoit pas souvent d'engrais chimique, mais peut recevoir, selon le jardinier, de grandes quantités d'amendements, notamment organiques (compost, fumier de cheval, fientes de volaille, etc.) dans des proportions généralement beaucoup plus grandes que des sols agricoles. Ces amendements ne constituent pas forcément des apports de polluants (en dehors des

composts d'ordures ménagères ou de boues résiduaire) mais influent sur la mobilisation, ou plutôt, l'immobilisation de ceux-ci. Il est donc important que le facteur « amendement » soit bien caractérisé par enquête/questionnaire auprès de l'utilisateur et confirmer dans des analyses de matières organiques, rapport C/N et pH. La profondeur du travail du sol (à la bêche ou au motoculteur) est également susceptible d'influencer la concentration et la mobilité des polluants par remontée de couches polluées à la surface (remontée éventuellement suivie d'une oxydation).

3.2.6 INCERTITUDES ET VARIABILITES LIEES A L'ECHANTILLONNAGE DES MILIEUX GAZEUX

3.2.6.1 Echantillonnage du milieu « air intérieur »

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Lorsque la nature et la localisation des polluants identifiés sur un site laisse à penser que des volatilisations de substances toxiques sont possibles à l'intérieur de bâtiments existants, le guide (MEDD, 2007b) préconise de préférer les mesures directes *in situ* à l'approche modélisée. L'INERIS a publié récemment un rapport technique sur les mesures de polluants de l'air intérieur dans le cadre d'études de sols pollués qui peut être plus ou moins assimilé à un guide méthodologique (INERIS, 2010). Le challenge consiste donc à prélever un échantillon d'air qui soit représentatif de celui inhalé par les populations cibles. Or, la concentration dans l'air intérieur d'un bâtiment donné, d'un polluant volatil ou semi-volatil émis par le sol (ou la nappe sous-jacente) varie en fonction :

- du lieu de prélèvement (emplacement par rapport au plan et hauteur par rapport au sol),
- des conditions extérieures qui favorisent ou non la volatilisation du polluant (température et pression atmosphérique, ou la remontée de la nappe-source),
- des conditions intérieures de mélange du polluant dans l'air, en particulier de la ventilation naturelle ou assisté mécaniquement, les conditions de chauffage ou de climatisation,
- de la présence d'autres sources intérieures du même polluant, tels que les matériaux de construction (panneaux de bois, colles, revêtement, etc.), les produits d'entretien ou d'hygiène et les pratiques des occupants.

Comme pour l'étude des gaz du sol, les prélèvements peuvent être de nature passive ou active avec remplissage d'un récipient (canister) par pompage (cette pratique délicate est généralement réservée à la recherche. Lamesure peut se faire localement et instantanément ou au laboratoire après transport de l'échantillon. Pour limiter les erreurs liées à ces sources de variations, l'INERIS (INERIS, 2010), recommande :

- d'établir un plan d'échantillonnage en fonction des plans des bâtiments, en évitant de se placer trop près des voies de circulation privilégiées des gaz (canalisation, cages d'ascenseurs, cheminées),
- d'inventorier et de décrire les autres sources potentielles d'émissions intérieures de polluants organiques,
- d'effectuer les prélèvements dans les conditions les plus proches des conditions usuelles d'utilisation notamment au niveau de la ventilation, en se plaçant de préférence dans des situations pénalisantes),
- d'effectuer les prélèvements sur des durées suffisantes, conformes aux normes (si applicables) ou aux préconisations des institutions de référence (Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, etc.): 8 heures pour un échantillonnage actif, 4 à 7 jours pour un échantillonnage passif,
- de placer l'échantillonneur au centre de la pièce (au moins à 1 m des parois et à des hauteurs correspondant aux occupants habituels (1,50 m pour un adulte debout, 1 m pour adulte assis, 0,5 m pour adulte couché et 0,20 pour enfant fréquentant une crèche),
- de réaliser un « témoin air intérieur » si possible dans le même bâtiment dans une pièce présentant le même type d'activité et d'aménagement que les pièces d'exposition mais éloignée de celles-ci sur un plan horizontal et vertical,

- de réaliser un « témoin air extérieur » à l'extérieur du bâtiment en un point où l'exposition potentielle serait minimale.

Lorsque l'échantillonnage se fait dans des domiciles occupés, il convient également de prévenir les occupants suffisamment à l'avance et de leur demander de ne pas entreprendre des activités pouvant interférer avec les mesures (travaux de peinture, cirage de parquet, bougies aromatiques, brûlage d'encens, etc.).

L'INERIS décrit également toute les techniques de prélèvement et cite les normes y afférentes.

En fait, une fois défini le plan d'échantillonnage, seul un petit nombre de prélèvements/mesurages, voire un seul, seront réalisés en un point de prélèvement donné. Même si l'on considère que l'incertitude concernant la répartition spatiale du polluant est plus ou moins contrôlée par le plan d'échantillonnage, deux types d'incertitudes sont encore à prendre en compte :

- l'incertitude vis-à-vis de la représentativité temporelle de l'échantillon prélevé par rapport à l'exposition réelle (en termes de moyenne ou valeurs extrêmes) de la population cible, liées aux fluctuations environnementales non maîtrisables,
- l'incertitude de mesure liée à la justesse et la fidélité de l'appareillage.

L'INRS s'est penché sur ce problème à propos de l'évaluation de l'exposition professionnelle par inhalation aux agents chimiques (INRS, 2005a). Pour l'incertitude de mesure, l'INRS affirme que le biais (justesse, cf. § 3.2.7.4) ou le coefficient de variation (fidélité) peuvent atteindre jusqu'à 30 %, ce qui a priori reste nettement inférieur à l'amplitude des fluctuations environnementales. En ce qui concerne ces fluctuations environnementales, l'INRS développe une méthode statistique basée sur le fait qu'elles suivent une loi log-normale dont l'écart type géométrique est par défaut égal à 2 (valeur souvent rencontrée expérimentalement), à moins qu'une expertise spécifique préalable ait déterminé une valeur différente. Basée sur le calcul, une approche conventionnelle établit que dans le cas d'une seule mesure, la probabilité de dépassement d'une valeur limite est inférieure à 4 % si la valeur mesurée est inférieure à 30 % de la valeur limite. Dans le cas plus général d'un nombre limité de mesures, mais supérieur à 1, on peut estimer le dépassement en comparant la valeur maximale mesurée à une fraction de la valeur limite, fraction déterminée en fonction du nombre de mesures, de la valeur attendue de l'écart-type géométrique et de la probabilité de dépassement que l'on s'est fixée. Par exemple, pour une probabilité de 5 % et un écart-type géométrique de 2, la fraction est de 67 % pour une série de 5 mesures et 86 % pour 10 mesures. Il est également possible de déterminer à partir d'une série de mesure et d'un écart-type géométrique connu ou fixé, la probabilité de dépassement d'une valeur limite.

Au niveau du dispositif de mesure, l'INRS montre que la fidélité (dispersion des résultats) est moins importante que le biais et qu'il faut toujours mieux privilégier l'augmentation du nombre de mesures que la précision de celle-ci. Cette recommandation est cependant à relativiser au vu des concentrations admissibles, beaucoup plus élevées en médecine du travail qu'en évaluation de risque pour population générale (effet du travailleur sain ou *healthy working effect*). Le poids de la justesse peut devenir important lorsqu'on s'approche des limites de quantification.

Caractérisation des incertitudes liées à l'échantillonnage du milieu « air intérieur »

Type d'incertitude	<p>Ignorance</p> <p>Les sources d'incertitudes caractérisant les prélèvements d'air intérieur sont:</p> <ul style="list-style-type: none"> - les conditions de ventilation, - les activités des occupants - les dimensions et la configuration du bâtiment testé, - la répartition des polluants dans l'espace, - les variations des polluants dans le temps (autres sources intérieures), - les conditions climatiques influençant le relargage des polluants du sol ou de la nappe dans l'air, - la fiabilité du système de pompage et d'absorption, - la justesse et la fidélité de l'appareillage dans le cas de mesures actives <i>in situ</i>. <p>L'ensemble de ces incertitudes peut être considéré comme épistémique (ignorance). Elles peuvent être réduites par la mise en œuvre d'un plan d'échantillonnage adéquat, des mesures sur des durées suffisamment longues et la maîtrise des conditions de ventilations. L'influence des conditions de ventilation sur les concentrations des polluants peut être modélisée mais à partir d'hypothèses simplificatrices.</p>
Amplitude	<p>Les écarts entre concentrations dans l'air intérieur du bâtiment testé et des concentrations extrêmes observables dans d'autres bâtiments localisés sur le même site, ne devrait pas dépasser un facteur 10 si les bonnes pratiques sont appliquées (ventilation minimale, témoin de mesure, etc.) et pour autant que les caractéristiques des bâtiments ne soient pas trop différentes.</p> <p>Indice d'amplitude proposé par jugement d'experts : 105.</p>
Tendance et répercussion sur la décision	<p>(+/-) Tendance à la sous-estimation ou à la surestimation de l'exposition en fonction des conditions prévalentes pendant les mesures (ventilation en particulier).</p> <p>Répercussion directe par comparaison aux valeurs réglementaires</p> <p>Répercussion multiplicative pour les indices de risque (inhalation).</p>
Site-dépendance	Source d'incertitudes partiellement site-dépendante
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	L'air intérieur a été échantillonné dans une seule étude, sur 4 sites à l'aide d'échantillonneurs passifs pendant 1 semaine. Les taux de ventilations ont été estimés. Dans deux autres études, les retombées de poussières (sédimentables) ont été échantillonnées dans l'air extérieur à l'aide de plaquettes adhésives et de gauges Owen. Ces échantillonnages ont été faits selon les normes en vigueur avec intégration des données météorologiques mesurées localement.

3.2.6.2 Echantillonnage du milieu « gaz du sol »

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Les gaz du sol sont étudiés lorsqu'une pollution du sol ou de la nappe sous-jacente par des substances volatiles est constatée ou suspectée. Il faut noter que les gaz émis par des sources de pollution peuvent évoluer sous l'action de processus physico-chimiques et biologiques pour donner des métabolites tels que CO₂, CH₄ ou H₂S. Il peut arriver que certains métabolites soient particulièrement toxiques, comme le chlorure de vinyle issu de la dégradation du trichloréthylène ou perchloréthylène (Bour et al, 2013). Les méthodes et équipements utilisés actuellement pour les mesures de gaz du sol ont été passés en revue dans un rapport récent de l'ADEME (Bour et al., 2013).

Le prélèvement de gaz du sol peut être réalisé par (MEDD, 2007a) :

- méthode active ou dynamique: extraction par pompage puis collecte des échantillons pour analyse en laboratoire ou analyse immédiate de ceux-ci *in situ*,
- méthode passive : enfouissement d'un adsorbant à une profondeur donnée du sol, puis récupération et analyse après quelques heures ou quelques jours.

Deux grands modes de prélèvements actifs sont utilisés :

- Les prélèvements au sein des sols (*in-situ*). Il s'agit de prélever l'air interstitiel du sol dans ses couches superficielles (en milieu ouvert ou sous les dalles des bâtiments) ou plus profondes (10 à 15 m au maximum) et d'en analyser le contenu en éléments volatils (principalement COV et CO₂). Les résultats des analyses permettent ensuite en principe de confirmer l'existence d'une source (criblage ou *screening*) ou de localiser une source ou encore de délimiter le panache de pollution.
- Les prélèvements à l'interface sol-air. Il s'agit de capter, de quantifier le flux et d'analyser les gaz s'échappant du sol sans ou avec influence du vent.

Le prélèvement d'échantillon de gaz dans le sol se fait à l'aide de piézairs et de micro-piézairs. Le piézair est un sondage de 20 à 80 mm de diamètre, équipé d'un tube plein avec une partie crépinée. L'extrémité supérieure du tube est fermée par un bouchon étanche muni d'une vanne. L'espace entre le tube et les parois du forage est rempli d'un matériau filtrant (sable) et, au-dessus de la partie crépinée, d'un matériau imperméable (argile gonflante) empêchant la pénétration de l'air extérieur. Le matériau filtrant se remplit de gaz en équilibre avec l'atmosphère du sol et est prélevé par pompage. Le micro-piézair repose sur le même principe mais se distingue par ses dimensions réduites en diamètre (tube capillaire) et en profondeur : son coût et son délai d'installation font qu'il peut être installé en grand nombre sur le domaine d'étude. La représentativité des échantillons prélevés peut être altérée par l'intrusion d'air extérieur et l'adsorption des gaz sur les parois du tube et des vannes, d'où l'importance de l'anneau d'étanchéité (humidité notamment) et de purge du tube. D'une manière générale, il est reconnu que la fiabilité de tels prélèvements est avant tout liée à l'expérience et au savoir-faire de l'opérateur.

Les supports d'échantillonnage des gaz prélevés, peuvent être des sacs ou poches souples, des conteneurs rigides de petits volumes (seringues, vials ou ampoules de verre) ou de grands volumes (canisters). L'adsorption des gaz sur les parois du support peut influencer les dosages. Les canisters (bonbonnes en acier traité, mises sous vide avant utilisation) sont les dispositifs les plus inertes et les moins adsorbants, mais d'un emploi peu pratique sur le terrain à cause de leur volume ; aussi ils sont principalement utilisés pour les activités de recherche lorsqu'un haut niveau de précision (ou un bas niveau de quantification) est demandé.

Les gaz peuvent être également fixés dans des tubes pour mesures intégratives, contenant un matériau adsorbant (charbon actif, carbone graphité ou autres) ou un matériau de piégeage (tamis moléculaire ou autres). La capacité d'adsorption des gaz recherchés peut être influencée par la présence d'autres composés (compétition), l'humidité (nécessité de d'assécher le mélange gazeux en amont) et la température (transport en glacière recommandé). Les autres facteurs responsables d'erreurs sont le volume et le débit de gaz (saturation possible du support) ainsi que l'inertie et le caractère adsorbant des parois et connections. Ils impliquent la nécessité de réaliser des blancs de terrains et des blancs analytiques.

Il faut mentionner que les équipements de mesure *in situ* décrits dans le chapitre suivant sont de plus en plus utilisés pour la détection et la mesure des gaz du sol lorsqu'il n'est pas nécessaire de différencier les espèces chimiques ni de les doser avec précision. Ces dispositifs à réponse rapide sont généralement insérés dans des « cannes » (sondes pénétrométriques) qu'on enfonce dans le sol, les gaz étant prélevés par pompage manuel ou automatique. Leur utilisation « itinérante » les rend très pratiques pour les études de criblage (*screening*). Ainsi l'utilisation des sondes de type

Géoprobe® et Ecoprobe® est de plus en plus répandue. Des prélèvements peuvent également être faits à travers les dalles de bâtiments après percement de celles-ci (sondage sous dalle ou « *subslab* »).

Les prélèvements à l'interface sol-air sont réalisés à l'aide de chambres statiques (air immobile) ou de chambres à balayage (simulation de vent). Une chambre statique se présente sous la forme d'une boîte rectangulaire ou circulaire sans couvercle, de quelques dizaines de centimètres, posée retournée sur le sol de manière à ce que l'air extérieur ne pénètre pas. L'air de cette chambre est pompé en continu puis réinjecté en circuit fermé, et s'enrichit progressivement des gaz émis par le sol. Le courant d'air traverse soit un analyseur portable (analyse directe en ligne), soit un dispositif d'adsorption ou de piégeage (mesure intégrative). La chambre à balayage est construite selon le même modèle mais est parcourue par un courant de gaz vecteur en circuit ouvert. A la sortie de la chambre, le flux d'air est partiellement dérivé vers un analyseur portable ou un dispositif d'adsorption ou de piégeage. Ces types de dispositifs demandent un sol plan, nu ou avec une végétation rase, une quasi absence de vent et un faible gradient barométrique. Pour les chambres à balayage, un équilibrage de la pression est nécessaire pour compenser l'adsorption de gaz sur le support. La portion de sol testée doit également être représentative du domaine d'étude, en particulier du point de vue des chemins préférentiels de circulation des gaz (fissures, trous de sondage, etc.).

En ce qui concerne les préleveurs passifs, ils semblent encore peu utilisés dans les sols pollués en France. La rapport de l'ADEME (Bour et al., 2013) décrit plusieurs modèles utilisés aux Etats-Unis et cite les évaluations réalisées par l'US-EPA. La substance adsorbante est placée dans un tube de verre (vial) que l'on place dans le sol, en position retourné après enlèvement du bouchon. Après le délai prescrit, le vial est récupéré puis traité en laboratoire. La concentration en gaz du sol est proportionnelle à la quantité adsorbée, au temps de prélèvement, à une constante liée au type de préleveur et à un taux de récupération de l'adsorbant, dépendant lui-même de la nature de l'adsorbant et du gaz recherché (COHV, HCT, HAP). L'US-EPA estime que cette méthode convient au criblage des sources et aux déterminations de panache même si on ne trouve pas de corrélation avec les valeurs obtenues par prélèvement dynamique. Un autre modèle existe contenant plusieurs adsorbants.

Les gaz peuvent être analysés :

- soit *in situ* (méthode active) à l'aide de tubes colorimétriques ou par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à conductivité thermique (TCD), ionisation de flamme (FID), photo-ionisation (PID) capteur d'électrons (ECD) ou par détection infra-rouge (voir chapitre suivant),
- soit au laboratoire à partir des supports d'échantillonnage ou du substrat d'absorption (après désorption thermique ou extraction chimique) par chromatographie en phase gazeuse ou spectrométrie de masse.

En principe, les prélèvements de gaz du sol doivent suivre un plan d'échantillonnage prenant en compte les informations disponibles sur les sources et les sols (porosité, teneur en argile et en matière organique susceptible de retenir les gaz, etc.).

Il est essentiel de rappeler qu'il s'agit là d'une mesure indirecte de la pollution, en effet les conditions de prélèvement, notamment l'aspiration, modifie fortement l'équilibre entre les phases de sorte que les concentrations de gaz dans l'air prélevé ne sont pas représentatives de celles qui prévalent au sein du sol à l'équilibre et encore moins à la surface de celui-ci. De plus, pour les prélèvements réalisés dans les sols, les conditions de volatilisation sont fortement dépendantes de la température et de la pression atmosphérique et, de plus, elles évoluent dans le temps : c'est la raison pour laquelle la totalité des prélèvements doit être réalisée sur une très courte durée. De plus, dans leur énoncé, les résultats d'analyses de gaz du sol ne peuvent être dissociés des conditions de prélèvements. En conclusion, les prélèvements et mesures de gaz du sol ne peuvent être pris directement en compte pour l'estimation des expositions. Il s'agit d'analyses semi-quantitatives et comparatives, à but essentiel de prospection et de limitation des incertitudes concernant les sources et panaches de

pollution. Avec le développement des méthodes de mesures de flux à l'interface sol-air appliquées aux SSP qui se poursuit depuis une dizaine d'années, pourraient apparaître des données exploitables pour la modélisation des expositions dans l'air intérieur et extérieur. Là encore des problèmes de représentativité risquent de se poser quant aux conditions météorologiques (température, humidité, pression atmosphérique et vent, voire ensoleillement) au moment de l'échantillonnage.

Caractérisation des incertitudes liées à l'échantillonnage du milieu « gaz du sol »

Type d'incertitude	Ignorance Les sources d'incertitudes épistémiques qui caractérisent les prélèvements de gaz du sol sont liées à la répartition des polluants dans le sol pollué (épistémique), aux conditions de volatilisation des polluants (épistémique), à la fiabilité du système de pompage et d'absorption (mesures passives) et à la justesse et la fidélité de l'appareillage dans le cas de mesures actives <i>in situ</i> (épistémiques).
Amplitude	Les écarts entre concentrations mesurées et concentrations existantes dans l'atmosphère du sol varient selon la nature des gaz. Si l'objectif est la détection des gaz, dans le cadre d'un criblage de sources, ces écarts ont peu de conséquence. Si l'objectif est de caractériser les flux sol-air, les prélèvements par pompage (piézairs) peuvent, par mobilisation des composés peu volatils, donner une fausse image de l'éventail des gaz susceptibles d'être émis par le sol, les méthodes par chambre de captage permettent a priori une nette réduction de cette incertitude. Indice d'amplitude proposé par jugement d'experts : 20 (par analogie avec l'air intérieur).
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) Tendance à la sous-estimation ou à la surestimation de l'exposition en fonction des conditions prévalentes pendant les mesures mais surestimation plus fréquente à cause de la dépression créée lors du prélèvement (sauf emploi de chambre de captage). Répercussion multiplicative pour les indices de risque (modélisation de transfert).
Site-dépendance	Source d'incertitudes partiellement site-dépendante.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les gaz du sol ont été prélevés et analysés dans 4 études. Les prélèvements ont été réalisés à l'aide de « piézairs » ou cannes, équipés de dispositifs adsorbants (charbon actif et autres). Le respect de la norme en vigueur est mentionné dans une seule. Il semble qu'un seul prélèvement ait été réalisé par site. Dans 3 études, les résultats des analyses ont servi à la modélisation de l'air ambiant (intérieur ou extérieur).

3.2.6.3 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans l'échantillonnage des milieux gazeux

Les mesures d'air intérieur font apparaître deux grandes sources d'incertitudes : (1) la représentativité des conditions climatiques et de ventilation, et (2) la contribution de sources de pollution autres que le site pollué : air extérieur, chauffage domestique, matériaux de construction (colles, vernis, etc.). Les bonnes pratiques et la rigueur du prestataire (conditions de ventilation minimales, essais hors site, identification des autres sources d'émissions polluantes, etc.) permettent de réduire ces incertitudes dans des limites acceptables sachant qu'il s'agit plus de détecter des niveaux préoccupants que de les mesurer avec précision.

La fiabilité des mesures de gaz du sol par sondages (piézairs et autres) sont également très dépendants du savoir-faire du prestataire au niveau du percement, du placement des matériaux, de

l'isolation, de la vidange des sondes et du prélèvement lui-même. La nature de l'équipement, en particulier de l'inertie des matières vis-à-vis des gaz prélevés, est également déterminante mais simple à vérifier. De plus, les conditions d'humidité du sol, de température et de pression atmosphérique doivent absolument être notées. Seule une sélection rigoureuse des matériaux, la formation et la pratique répétée des prestataires peuvent permettre une amélioration.

Les méthodes par chambre de captage sont encore émergentes mais très prometteuses en termes de représentativité. Des progrès sont probablement encore à faire du point de vue de l'étanchéité. D'autre part, la surface de sol « captée » doit être dépourvue de singularités vis-à-vis de la porosité/fissuration du sol. La multiplication des captages sur un même périmètre doit permettre de réduire les incertitudes, même si les conditions d'humidité du sol, de températures et de pressions restent toujours déterminantes.

3.2.7 INCERTITUDE ET VARIABILITE LIEES AUX MESURAGES

3.2.7.1 Méthodes de mesurages *in situ*

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Les techniques d'exploration *in situ*, c'est-à-dire utilisant un matériel portable ou transportable, ne nécessitant pas d'analyse en laboratoire (*ex situ*) ni même, souvent, de prélèvements d'échantillons, se classent en deux grandes catégories :

- Les techniques de prospection géophysiques, qui permettent d'identifier la présence physique de sources de pollutions souterraines, fuites, écoulements et d'en délimiter la localisation. Ces méthodes ne sont pas spécifiques des polluants et ne peuvent en mesurer les concentrations,
- Les techniques de mesurage *in situ* qui permettent d'estimer avec une plus ou moins grande précision, les concentrations spécifiques de substances individuelles ou groupes de substances.

Les techniques de prospection géophysique les plus courantes sont de type gravimétrique, sismique, électrique, magnétique et électromagnétique. Elles diffèrent selon leur facilité d'emploi, la rapidité d'obtention des résultats (magnétométrie) et leur niveau de résolution (radar géologique) mais elles nécessitent toutes un géophysicien confirmé pour l'interprétation des résultats (MEDD, 2007a). Elles n'introduisent pas directement d'incertitude à l'estimation quantitative des expositions mais au contraire permettent de compléter les lacunes des études ou des documents ou encore d'en préciser ou d'en confirmer les données. Cependant, aucune d'elles ne semble infaillible car des interférences sont toujours possibles avec la nature des sols en place ou les activités humaine à proximité (MEDD, 2007a).

Les techniques de mesurage *in situ* les plus fréquemment utilisées sont (MEDD, 2007a ; CETE, 2013 ; Bour et al., 2013) :

- la fluorescence X (XRF) qui permet de détecter et de mesurer directement les métaux lourds dans les sols. Il s'agit d'une méthode quantitative avec une précision voisine du ppm (mg/kg MS), mais dont le seuil de détection varie en fonction des métaux et du type de sol (matrice) : la limite de détection peut ainsi varier de 3 à 750 ppm. Pour une même matrice, cette limite peut varier d'un facteur 20 selon les métaux (Sirven, 2006), mais aussi selon la teneur en eau et en matière organique du sol ou encore selon la distribution granulométrique,
- la spectrométrie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS) qui permet la détection spécifique de métaux lourds,
- la détection de conductivité électrolytique (DELCD), particulièrement adapté à la recherche de solvants chlorés,
- l'analyse non spécifique par ionisation de flamme (FID), qui permet de mesurer de manière semi-quantitative la concentration (non spécifique) de COV dans les sols. Cette méthode

donne de bons résultats avec les COV de C1 à C9. La réponse est sensible à l'humidité des gaz entrants. La sensibilité varie entre 15 et 500 ppbv selon les appareils, avec une moyenne de 100 ppbv,

- l'analyse non spécifique par photo-ionisation (PID), qui permet de mesurer la concentration totale de COV et les concentrations individuelles de certains composés organiques ou minéraux dans les sols. Cette méthode donne de bons résultats avec les hydrocarbures mono-aromatiques (BTEX) et les solvants chlorés insaturés mais peut être également utilisée pour les cétones et aldéhydes, les amines et amides, les composés soufrés et mercaptans, et certains composés inorganiques (ammoniac, acide nitrique) La sensibilité standard est de l'ordre de 0,1 ppmv. La réponse de l'appareil est sensible aux variations de pression et de température, à l'humidité, aux composés présents dans la matrice gazeuse et à la poussière. La précision relative de +/- 3 % peut être atteinte avec un gaz sec, mais reste dépendante de la précision de la calibration. Une saturation est possible en cas de fortes concentrations. La réponse n'est pas spécifique mais l'utilisation de plusieurs lampes peut permettre de distinguer dans un mélange de deux ou trois substances majoritaires, des polluants présentant des facteurs de réponse différents.
- l'analyse non spécifique à infrarouge, particulièrement bien adaptée à la recherche de CO₂ (marqueur de la dégradation d'hydrocarbures) et de méthane. La limite de détection est d'environ 50 ppmv avec une sensibilité de 0,5 à 1 %. La réponse est très rapide, d'où l'intérêt de cet équipement pour le criblage des sources.
- La chromatographie de terrain, qui permet de mesurer des gaz spécifiquement recherchés.

Il existe des sondes regroupant plusieurs détecteurs, telles que la sonde Ecoprobe® 5 qui comporte un détecteur PID et un détecteur IR.

Ces méthodes sont basées sur des détecteurs sophistiqués que l'on place généralement dans un pénétrromètre ou qu'on utilise en surface, comme un banal détecteur de métaux (cas de la fluorescence X non intrusive). Les détecteurs peuvent également être utilisés couplés entre eux et/ou avec un analyseur par chromatographie en phase gazeuse afin d'augmenter la spécificité et la précision de l'analyse (CETE, 2013).

A ces équipements sophistiqués et relativement coûteux, il faut ajouter les kits d'analyse qui permettent de mesurer de manière semi quantitative divers paramètres dans les eaux et les sols. De tels kits ont notamment été développés, sur la base d'immuno-tests de type ELISA, pour certains micropolluants organiques toxiques tels que les pesticides, les HAP, les PCB et les chlorophénols (MEDD, 2007a). Ces kits permettent des dosages semi-quantitatifs reposant généralement sur des tests colorimétriques et les résultats sont obtenus par comparaison avec des échelles préétablies ou des gammes d'étalonnage. Ce type d'appareillages, généralement rassemblés dans des « trousse » sont en général beaucoup plus légers et d'un usage plus simple que les précédents.

D'une manière générale, en raison des méthodes d'analyse mises en œuvre et/ou des interférences très fréquentes avec les constituants de la matrice sol, les dispositifs de mesurage *in situ* ne peuvent encore être au mieux considérés que comme des moyens d'analyses semi-quantitatives, et ce en dépit de l'existence dans certains cas de normes d'utilisation. En toute rigueur, ces moyens sont donc utilisables dans le cadre d'un diagnostic de site pour identifier et éventuellement classer par niveau de contaminations différentes zones polluées d'un même type de sol, avant investigations plus poussées ou, dans le cadre d'un contrôle après dépollution. Malgré une évolution constante, il serait abusif de substituer leurs résultats à ceux obtenus sur des prélèvements analysés en laboratoire.

Caractérisation des incertitudes liées aux mesurages in situ

Type d'incertitude	Erreur L'incertitude de mesurage <i>in situ</i> est partiellement aléatoire (conditions de milieu) et partiellement épistémique de type erreur (justesse, biais, fidélité). Les limites de détection et de quantification sont plus élevées que les analyses de laboratoire et sont liées au type de sol.
Amplitude	La précision des mesures <i>in situ</i> est beaucoup moins élevée que celles des analyses de laboratoire : les écarts vont de 5 à 40 % (données fabricants). De plus, les conditions prévalentes peuvent influencer significativement sur les résultats. Indice d'amplitude proposé par jugement d'experts : 10.
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) Tendance à la sous-estimation ou à la surestimation des concentrations par erreur instrumentale et influence des conditions prévalentes dans le sol et les interférences avec certains composés (variables selon les substances mesurées). Les mesures <i>in situ</i> sont le plus souvent pratiquées pour rechercher des sources de pollution et affiner les stratégies et plans d'échantillonnage. Elles n'interviennent pas directement dans l'estimation des expositions.
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendantes du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les mesurages <i>in situ</i> (PID et fluorescence X) ont été réalisés dans 2 études dans le but de définir le plan d'échantillonnage et de confirmer les investigations antérieures. Les résultats de ces mesurages n'ont pas été utilisés pour les calculs de risques.

3.2.7.2 Analyses de laboratoire : gestion des échantillons entre le prélèvement et l'analyse en laboratoire

Remarque. Ce chapitre traite principalement des prélèvements de sol, d'eau ou de gaz qui sont analysés *ex situ* et de manière discontinue dans des laboratoires spécialisés. Le cas de la mise en solution des ETM du sol est traité dans le chapitre suivant.

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

De nombreuses étapes, qui sont autant de sources potentielles de modification, jalonnent le chemin entre le prélèvement des échantillons et le dosage des polluants d'intérêt, elles sont présentées dans le Tableau 3.1.

Tableau 3.1: Principales sources d'erreurs possibles entre prélèvement et analyse (inventaire non exhaustif)

Etape	Action	Milieux sensibles	Substances sensibles	Source potentielle d'incertitudes (erreurs)
Prélèvements de terrain	Prélèvement à l'aide d'instruments	sols, eaux, gaz, végétaux	Toutes	Contamination, augmentation des concentrations, interaction chimique avec le contaminant, etc.
		sols, eaux, gaz, végétaux	Toutes	Réaction physique avec les matériaux : adsorption, etc.
		sols, eaux, gaz, végétaux	Toutes	Réaction chimique avec les matériaux : oxydation, etc.
Réalisation d'échantillons composites)	Manipulation, mélange d'échantillons	sols, végétaux	Hydrocarbures (HCT), HAP	Evaporation par contact avec l'air et par diminution des pressions partielles
Conservation des échantillons	Flaconnage, emballage, transport, conditions et durée du stockage	sols, eaux, végétaux	Toutes	Contamination : augmentation des concentrations, interaction chimique avec les contaminants, etc.
		sols, eaux, gaz	HCT, HAP	Réaction physique avec les matériaux : adsorption, etc.
		sols, eaux, végétaux	ETM	Réaction chimique avec les matériaux : changement de spéciation, etc.
		sols, eaux, gaz	HCT, HAP	Transformations dues aux facteurs physiques (lumière, température, pression) : photolyse, évaporation, etc.
		sols, eaux, végétaux	ETM	Transformations dues aux facteurs physico-chimique (pH, Eh, etc.) : précipitation, changement de spéciation, etc.
		sols, eaux, végétaux		Transformations dues aux facteurs biologiques (développement de la microflore) : assimilation, dégradation biologique, etc. :
Préparation des échantillons d'analyse	Séchage	sols, végétaux	HCT, HAP	Evaporation/volatilisation
	Broyage, tamisage	sols	Toutes	Ségrégation de polluants en fonction de la granulométrie
	Constitution des échantillons (quartage)	sols, eaux		Répartition hétérogène des concentrations de polluant dans les aliquotes, etc.
	Mise en solution des ETM	sols		Pour mémoire (cf. § 3.2.7.3)
	Extraction au solvant et purification des extraits	sols, eaux, végétaux	HCT, HAP	Réactif inadapté : diminution des concentrations
		sols, eaux, gaz, végétaux	HCT, HAP	Contamination : augmentation des concentrations, interaction chimique avec les contaminants, etc.
		sols, eaux, gaz, végétaux	HCT, HAP	Volatilisation
		sols, eaux, gaz, végétaux	HCT, HAP	Photolyse
sols, eaux, gaz, végétaux		HCT, HAP	Elution incomplète des colonnes de purification	
sols, eaux, gaz, végétaux		HCT, HAP	Purification incomplète	
Analyse instrumentale		sols, eaux, gaz, végétaux	Toutes	Pour mémoire (cf. § 3.2.7.4)

Ces sources d'erreurs sont connues depuis longtemps et sont réductibles grâce à des protocoles adaptés, faisant souvent, mais pas toujours, l'objet de normes. Lorsque les normes, guides méthodologiques ou de bonnes pratiques ne pourvoient pas, ou insuffisamment, à la réduction de ces incertitudes, c'est à la compétence et/ou l'expérience du prestataire, ou, plus souvent, du laboratoire d'analyse qu'il faut s'en remettre. Les laboratoires d'analyses indiquent généralement au prestataire les conditions de prélèvement, de transport et de stockage des échantillons et fournissent les flacons adéquats.

Lorsqu'une étude reprend les résultats d'investigations anciennes, il est parfois difficile de vérifier si les bonnes procédures ont été appliquées.

Il faut noter que des méthodes visant à réduire ces incertitudes peuvent elles-mêmes engendrer des incertitudes, a priori d'amplitude plus réduite : par exemple, l'acidification d'un échantillon d'eau (blocage du développement microbologique, prévention de la précipitation, etc.) introduit fatalement des impuretés avec le réactif (acide nitrique, par exemple)

Caractérisation des incertitudes liées à la gestion des échantillons

Type d'incertitude	Erreur
	L'incertitude liée à la gestion des échantillons est par nature épistémique (erreurs humaine et technologique).
Amplitude	<p>Potentiellement, les erreurs de gestion des échantillons peuvent être très importantes (matériel souillé avec un polluant présent en très petites quantités dans les sols, séchage d'un sol avant dosage de HAP volatils, développement d'algues dans des flacons de prélèvement d'eau, par exemple). De plus, les erreurs peuvent s'accumuler le long de la chaîne des manipulations précédant l'analyse instrumentale. Le respect des normes, guides méthodologiques et de bonnes pratiques permettent en principe d'éviter les plus grandes erreurs. Il n'a pas été trouvé dans la littérature de données relatant l'amplitude de ces erreurs en cas de respect des normes, mais on peut considérer que les erreurs sont comparables à celles des analyses instrumentales (< 50 %).</p> <p>Cependant, il arrive que des valeurs aberrantes apparaissent dans les résultats d'analyses alors que l'opérateur a suivi toutes les normes applicables (cas d'une concentration en mercure d'un sol dans un des rapports d'étude passés en revue). Les erreurs sont d'autant plus faciles à détecter qu'elles sont grandes, par exemple : 100 fois la concentration maximale de fond d'un polluant qui n'a pas été a priori utilisé sur le site. Si ces erreurs entraînent des variations d'un simple facteur 2 voire 5, par exemple, sur un polluant qui présente une forte hétérogénéité spatiale, elles seront difficiles à détecter. La multiplication des échantillons, associée éventuellement à un traitement géostatistique, permet d'éliminer facilement les valeurs aberrantes, à moins d'un biais systématique (utilisation de flacons non adaptés, par exemple).</p> <p>Indice d'amplitude proposé par jugement d'expert : 2.</p>
Tendance et répercussion sur la décision	<p>(+/-) Tendance à la surestimation en cas de contamination des échantillons ou à la sous-estimation en cas de dégradation par mauvaise conservation</p> <p>Répercussion directe pour la comparaison avec les valeurs réglementaires</p> <p>Répercussion multiplicative pour les indices de risque</p>
Site-dépendance	Source d'incertitudes a priori indépendantes du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Seul un rapport a décrit dans le détail les conditions de prélèvements, flaconnage et stockage. Cinq autres rapports ont décrit plus sommairement ces conditions et les rapports restant n'ont pas abordés ces questions. Cela peut s'expliquer par le fait que, d'après la norme NF X 31-620-2 (cf. § 2.2.4.1), le matériel utilisé doit déjà être décrit dans les offres techniques. L'obligation de mettre à disposition du matériel adapté est reprise dans le Référentiel de certification SSP du LNE de mai 2011.

3.2.7.3 Analyses de laboratoire : mise en solution des ETM

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Les éléments inorganiques du sol (ETM) sont généralement sous forme solubilisée. Les échantillons de sol requièrent donc un traitement préliminaire permettant la dissolution de la fraction solide constituée de minéraux divers plus ou moins durs (quartz, oxydes métalliques, argiles et autres), de matières organiques plus ou moins dégradés (lignine, cellulose, acides humiques, etc.). Les méthodes de mise en solution des ETM du sol diffèrent par les réactifs utilisés et les conditions physiques (notamment température). Le site GISSOL-BDETM de l'INRA a consacré une page à la description et à la comparaison des résultats des différentes méthodes (http://www.gissol.fr/programme/bdetm/_rapport_anademe/rapport/02.php).

Ces méthodes sont également abordées dans le rapport d'une étude réalisée par l'INRA pour le compte de l'ADEME (ADEME et al, 2014) Les informations sont en grande partie issues de ces sources. Il faut noter que les dosages de l'arsenic et du molybdène ne sont pas mentionnés dans ces documents.

Deux méthodes normalisées sont citées par l'INRA comme couramment utilisées dans les laboratoires français pour mettre en solution les éléments traces métalliques avant leur dosage :

- la méthode dite à l'acide fluorhydrique (méthode HF, norme NF X 31-147) qui allie l'acide fluorhydrique (HF) à l'acide perchlorique (HClO_4), avec une phase préalable de calcination destinées à détruire la matière organique,
- la méthode dite à l'eau régale (méthode ER, norme NF X 31-415 - ISO 11466) qui elle associe l'acide nitrique (HNO_3) à l'acide chlorhydrique (HCl).

En fait, les méthodes ont évolué récemment avec la digestion par four à micro-ondes (remplaçant les plaques chauffantes) avec récipient fermé, ce qui permet d'éviter les pertes par volatilisation, par exemple, minéralisation à l'eau régale au four à micro-ondes NF EN 13346 et attaque triacide (HF, HNO_3 , HCl) au four à micro-ondes NF EN 13656 (Caboche, 2009).

D'une manière générale la méthode HF est considérée comme plus efficace dans la dissolution des minéraux, notamment des minéraux silicatés (quartz, feldspaths, micas, argiles) que la méthode ER, la silice étant fortement soluble dans HF et très faiblement soluble dans HCl ou HNO_3 . Ainsi, les éléments contenus dans les réseaux cristallins minéraux (feuilletés d'argile par exemple) sont libérés. La méthode ER mettra surtout en solution les minéraux les plus solubles et les ETM adsorbés sur les surfaces chargées négativement des colloïdes du sol (matières organiques et argiles). Néanmoins, certains minéraux, rares dans les sols, sont connus pour être partiellement réfractaires à la méthode HF. Il faut noter qu'une autre méthode utilisées dans les laboratoires de géologie, consiste à dissoudre le sol dans du tétraborate de lithium à 1000 °C. Cette méthode dite de fusion alcaline n'épargne a priori aucun minéral mais la haute température peut causer des pertes d'éléments relativement volatils tels l'arsenic.

En conséquence, l'INRA retient la méthode HF, estimant que la plupart des sols ne sont pas complètement mis en solution par la méthode ER et que son efficacité d'extraction diffère d'un élément à l'autre ou, pour un même élément, de la matrice dans laquelle il se trouve.

D'autres ont effectués de nombreuses analyses parallèles d'échantillons utilisant les deux méthodes. La principale conclusion a été que la proportion teneurs ER / teneurs HF varie à la fois en fonction de la concentration en chaque ETM dans l'échantillon et en fonction du type de matériau parental, donc de la minéralogie. Les droites de régression entre HF et ER montrent des pentes ER/HF variant de 0,30 à 1,10, qui ne sont malheureusement pas constantes pour chaque ETM d'une série d'échantillons à une autre. Il est à noter qu'une pente supérieure à 1 (extraction plus importante de l'ETM par ER que par HF) s'explique difficilement compte tenu de ce qui est dit au paragraphe précédent : il pourrait s'agir d'artefacts ou éventuellement de cas de sols de composition très particulière. Cependant, il se dégage d'une manière générale que certains ETM tels que **Cd, Co, Cu, Mn et Zn présentent une bonne**

corrélation et de faibles variations (< 10 %) entre leurs concentrations HF et ER, alors que d'autres ETM tels que **Cr et Ni voient leurs concentrations fortement influencées par la méthode de mise en solution**. Cela pourrait s'expliquer par le fait que ces éléments participeraient à la construction de structures minérales particulièrement résistantes. Les **différences de concentrations HF et ER pour le Pb varient selon les études** et seraient liées à la nature des sols.

L'INRA constate que les laboratoires agréés par le Ministère de l'Agriculture utilisent l'une ou l'autre des méthodes, la méthode ER étant de loin la plus répandue, peut-être à cause du protocole plus simple, des réactifs plus courants, de manipulation plus facile et de matériel plus classique (récipient en verre non utilisable avec HF). Il est donc bien nécessaire de séparer les « populations HF » des « populations ER » avant de comparer les résultats d'analyse.

Afin d'harmoniser les pratiques des prestataires et des laboratoires, le **Groupe de Travail « Laboratoire - Sites et Sols Pollués »** (GT Laboratoire) mis en place par la Direction Nationale de la Prévention des Risques (DGPR) **recommande l'utilisation de la mise en solution des ETM par l'eau régale**, mieux à même de représenter la fraction anthropique des ETM ou la fraction la plus pertinente du point de vue environnemental (et sanitaire).

En dehors de ces aspects, l'INRA consacre un paragraphe particulier aux méthodes d'analyse du **mercure** (Hg) et du **sélénium** (Se), permettant, sans digestion du sol, de doser Hg sous forme réduite et Se sous forme d'hydruure volatil. Il n'existe pas de méthode de dosage normalisée pour le Hg et le Se (éléments dits « orphelins »), ce qui incite chaque laboratoire d'analyse à développer son propre protocole analytique, et augmente ainsi les possibilités de divergences des résultats. L'INRA constate également que ces deux éléments sont en général assez mal renseignés, voire non dosés ou encore leurs teneurs sont inférieures à des "seuils de détection" très élevés.

Il faut également ajouter certains paramètres ou substances qui peuvent être mesurés par des méthodes très différentes. C'est le cas du carbone organique total (COT) qui peut être mesuré(1) par voie humide, par réaction avec du bichromate de potassium et titration (AFNOR X 31-109) ou (2) par voie sèche, par combustion et spectrométrie Infra Rouge (NF ISO 10694). Il est probable que, selon la nature du sol, ces deux méthodes puissent donner des résultats sensiblement différents sur le même échantillon. Un cas plus préoccupant est celui du naphthalène qui peut être dosé comme un HAP ou comme un composé volatil. C'est cette dernière méthode qui est préconisée par le GT Laboratoire mentionné ci-avant, bien que son seuil de quantification soit plus élevé que celui de la méthode alternative (HAP). Enfin, il faut rappeler qu'il n'existe pas de méthodes normalisées de dosage des sous-fractions d'hydrocarbures aliphatiques et que ceux-ci sont dosés après séparation sur colonne chromatographique par des méthodes internes.

Caractérisation des incertitudes liées au choix de la méthode de mise en solution des ETM

Type d'incertitude	Erreur L'incertitude liée à la méthode de préparation des échantillons et au choix de la méthode d'analyse est par nature de type erreur.
Amplitude	Au vu de certains essais, les résultats d'analyses de certains ETM peuvent varier dans un rapport supérieur à 2, voire à 3 entre échantillons traités par la méthode HF ou la méthode ER. Ces variations concernent cependant essentiellement Cr et Ni, elles sont en général très modérées (> 10 %) pour Cd, Co, Cu, Mn et Zn. Indice d'amplitude calculé : 3.
Tendance et répercussion sur la décision	(+) Tendance à la surestimation de l'exposition, la méthode par l'eau régale (moins « extractive ») étant jugées plus pertinentes pour caractériser l'exposition Répercussion directe pour la comparaison avec les valeurs réglementaires Répercussion multiplicative pour les indices de risque
Site-dépendance	Source d'incertitudes partiellement dépendantes du site car la nature minéralogique des sols influe sur la différence entre les résultats liés aux modes opératoires.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les bordereaux d'analyses n'étaient inclus que dans 3 des rapports reçus dans le cadre du présent travail. Dans ces 3 cas, les ETM étaient dosés après mise en solution par l'eau régale. Un bordereau mentionnait que les fractions d'hydrocarbures aliphatiques étaient dosées par méthode interne. Dans un des bordereaux, la norme 17025:2005 est citée au niveau de chaque résultat. Il faut rappeler que cette norme est une norme de management et non une norme méthodologique.

3.2.7.4 Analyses de laboratoire : dosage proprement-dit sur échantillons préparés

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Les incertitudes qui entachent les résultats de mesures de laboratoire (« il n'existe pas de mesures exactes en sciences expérimentales ») ont fait l'objet de nombreux travaux visant à les analyser et à les mesurer. Actuellement, la norme ISO/CEI 17025 (AFNOR, 2000) qui définit « *les prescriptions générales concernant les compétences des laboratoires d'étalonnage et d'essais* », impose le calcul et la présentation de l'incertitude quantitative attachée à chaque résultat de mesurage « *lorsqu'elle est importante pour la validité ou l'application des résultats d'essai, lorsque les instructions du client l'exigent ou lorsque l'incertitude affecte la conformité aux limites d'une spécification* » (article 5.10.3.1c). Parmi les guides méthodologiques de référence dans ce domaine se trouvent notamment le GUM du JCGM (2008) et le QUAM d'Eurachem (2012), tous deux périodiquement révisés.

Les incertitudes de mesurages s'estiment selon deux types d'approches : l'approche inter-laboratoires et l'approche intra-laboratoire.

L'approche intra-laboratoire, est mise en œuvre par le (ou les) laboratoire(s) à qui le mesurage a été confié. Elle se décompose en quatre étapes :

- définition de la grandeur à mesurer (mesurande), de l'analyse du processus de mesure et des sources d'incertitudes (grandeur d'influence) et transcription sous forme d'équations mathématiques (modélisation),
- estimation des incertitudes types, correspondant chacune à une ou plusieurs sources et qui s'expriment sous formes d'écart-types,
- détermination de l'incertitude « composée », résultante des différentes incertitudes types,
- détermination de l'incertitude « élargie » et expression du résultat final.

La première étape (processus de mesure et sources d'incertitudes) est effectuée classiquement selon la méthode dite des « 5 M » :

- 1) Moyen (appareillage) : fidélité, justesse, résolution, dérive, etc. des instruments de mesures, pureté des réactifs, exactitudes des solutions étalons ou autre moyen de calibrage, etc.
- 2) Main d'œuvre (opérateurs) : habileté, expérience, autres qualités
- 3) Méthode : préparation des échantillons, matrice, traitement des données, etc.
- 4) Milieu (conditions ambiantes) : hygrométrie, températures, pollutions, etc.
- 5) Matériel (échantillon à analyser) : homogénéité, stabilité, etc.

Cette première étape permet d'éliminer certains facteurs d'influence jugés négligeables, par exemple, l'influence de la température ambiante si le laboratoire est climatisé, de la stabilité des échantillons pour des solutions acidifiées, de la qualité de l'opérateur si le processus est automatisé, de la pureté des réactifs si l'on utilise des blancs, etc.

Les incertitudes types résiduelles peuvent être estimées :

- soit par la réalisation d'une série de mesures rapprochées sur le même échantillon (méthode de type A) en considérant que la dispersion des résultats suit une loi normale : dans ce cas, on se base sur l'écart-type relatif de la série de résultats,
- soit à partir de données prédéterminées (méthode de type B), fournies par le constructeur de l'appareil (classe, tolérance relative etc.) ou encore à partir des mesures de contrôle interne du laboratoire, effectuées de manière régulière (cartes de contrôle). Dans ce cas, l'incertitude, également exprimée sous la forme d'un écart-type est égal à la donnée multipliée par un facteur fourni par les ouvrages de référence, en fonction de la nature de la donnée. Par exemple, lorsqu'on dispose de données du constructeur, on multiplie par $(1/\sqrt{3} \approx 0,58)$ alors que si l'on dispose de peu d'indications (appareil analogique), on multiplie par le facteur $(1/\sqrt{12} \approx 0,29)$ et lorsque l'incertitude est supposée suivre une loi normale, on multiplie par $1/3 \approx 0,33$.

L'une ou l'autre des approches (A ou B) peuvent être utilisées selon les incertitudes types à traiter et les moyens disponibles. Par exemple, la fidélité de l'appareil peut être traitée par une méthode de type A, en prenant les résultats de plusieurs mesures rapprochées, alors que l'incertitude liée à la concentration d'une solution étalon sera traitée par une méthode de type B, à partir de la tolérance indiquée par le fournisseur (par exemple : 0,5%), étant donné qu'il serait difficile et coûteux de faire plusieurs mesures en changeant à chaque fois la gamme étalon.

L'incertitude composée (« *combined uncertainty* ») est la résultante des incertitudes types. Elle est calculée par l'équation de propagation des incertitudes. Si les incertitudes types correspondent à des valeurs non corrélées, il est posé que le carré de l'incertitude composée est égale à la somme des carrés des incertitudes type, autrement dit, l'incertitude globale est égale à la racine carrée de la somme des carrés des incertitudes types. Si les grandeurs sont corrélées, les calculs sont beaucoup plus complexes et non abordés ici.

L'incertitude élargie (« *expanded uncertainty* »), également appelée incertitude globale, est définie comme un intervalle autour du résultat d'un mesurage au sein duquel la vraie valeur de mesurage est susceptible de se trouver avec un haut niveau de confiance (Eurachem, 2012). Il est obtenu en multipliant l'incertitude composée par un « facteur d'élargissement » k , de valeur typiquement comprise entre 2 (confiance à 95 %³) et 3 (confiance à 99%) (Rivier et Lalère, 2003). Le résultat est donc présenté sous la forme :

$$\text{➤ mesurande} = (\text{résultat} \pm k * \text{incertitude composée}) \text{ ou } (\text{résultat} \pm \text{incertitude élargie})$$

³ Il est rappelé que 2 et 3 sont respectivement des valeurs approchées des coefficients t^* (Fisher-Student) permettant de calculer les intervalles de confiance à 95 et 99% des moyennes de petits échantillons.

L'incertitude est donnée avec 2 chiffres significatifs, la position du 2^{ème} chiffre indiquant la position de l'arrondi sur le résultat.

L'approche inter-laboratoires se base sur les résultats obtenus par une série de laboratoires de référence et de tests effectués sur des Matériaux de Référence de constitution connue. Sans entrer dans les détails, la démarche commence par vérifier que le résultat obtenu (à partir du matériau de référence) par le laboratoire prestataire ne diffère pas trop de celui (moyenne) obtenu par un ensemble de laboratoires référencés utilisant la même méthode ou un ensemble de méthodes différentes. Une fois cette « cohérence » confirmée, on applique la valeur d'incertitude issue des résultats des laboratoires de référence (selon la norme ISO 5725-2) au résultat du laboratoire prestataire. Une autre méthode de type top-down, basée sur des essais « collaboratifs » entre laboratoires est la méthode d'Horwitz qui repose sur l'observation que lorsque l'on donne un même échantillon à analyser à un grand nombre de laboratoires (> 50, soient plus de 10 000 résultats), la distribution des résultats montre un écart type croissant exponentiellement avec la diminution des concentrations des substances mesurées. On en déduit une incertitude combinée selon la formule empirique d'Horwitz : $U_c = 0,02 C^{0,85}$ ou C est la concentration exprimée en kg/kg (par exemple pour 1 mg/kg, C = 0,001). Ainsi, pour une concentration de 10 mg/kg, l'incertitude élargie ($2 \cdot U_c$) serait de 22 % en valeur relative (7,8 à 12,2 mg/kg), pour 1 mg/kg, elle serait de 32 % (0,68 à 1,32 mg/kg) (SAS, 2013). Il s'agit bien entendu d'une formule empirique, donc approximative, qui ne se vérifie plus aux très basses concentrations (< 0,2 mg/kg) et son emploi n'est indiqué que lorsqu'on ne dispose pas des moyens nécessaires pour calculer l'incertitude par l'approche classique (bottom-up). Cette formule pourrait néanmoins être appliquée par défaut à des résultats d'études anciennes qui ne mentionnent pas les incertitudes de mesures, pour des substances dont la concentration dépassent le mg/kg comme les ETM par exemple.

La principale qualité demandée à un mesurage est la **justesse** qui mesure l'écart entre le résultat du mesurage et la valeur réelle du mesurande. D'un point de vue technique, tel que la définissent les normes NF ISO 3534 et 5725, la justesse est « l'écart entre la valeur moyenne obtenue à partir d'une large série de résultats d'essai et une valeur de référence acceptée ». La différence entre ces valeurs est appelée « biais » (Rivier et Lalère, 2003). La justesse est une notion quantitative alors que l'**exactitude** est une notion essentiellement qualitative qui regroupe la justesse et la fidélité (cf. *infra*). La notion de **précision**⁴ varie selon les auteurs : parfois elle se rapporte uniquement à la fidélité et parfois elle prend en compte également la justesse : son utilisation n'est recommandée que dans un sens qualitatif (INRS, 2005b).

La **fidélité** est l'aptitude d'une méthode de mesurage à donner des résultats les plus proches possibles au cours d'analyses répétées d'un même échantillon (INRS, 2005) et comprend les notions de répétabilité et de reproductibilité :

- la **répétabilité** mesure l'écart entre les résultats de mesurages successifs du même mesurande, mesurages effectués dans la totalité des mêmes conditions de mesure : dans la pratique, il s'agit de mesure très rapprochées dans le temps (INRS, 2005b).
- la **reproductibilité** mesure l'écart entre les résultats de mesurages successifs du même mesurande, mesurages effectués en faisant varier certaines conditions de mesure : dans la pratique, il s'agit de mesures espacées dans le temps (INRS, 2005b).

La **sensibilité** d'une méthode est donnée par le rapport entre la variation du signal mesuré pour une variation de la valeur du mesurande (le plus souvent, la concentration). En pratique la sensibilité est donnée par la pente de la courbe d'étalonnage (INRS, 2005).

La **limite de détection** d'une méthode est fonction des fluctuations de la ligne de base du signal. Il s'agit de définir à partir de quel seuil le signal mesuré est estimée supérieur aux fluctuations

⁴ Notons qu'en anglais « precision » correspond à la fidélité, la justesse se traduisant par « accuracy ».

« normales ». Si les valeurs des fluctuations suivent une distribution normale (gaussienne) d'écart-type s_B , toute valeur du signal supérieure à $2 s_B$ aura 95 % de chance d'être liée à la grandeur de substance mesurée, pour un seuil de $3 s_B$, on aura 99 % de chance³. C'est ce dernier seuil qui est généralement utilisé (INRS, 2005b).

Aux concentrations extrêmes, notamment aux faibles concentrations et lorsque les « blancs » sont mesurés, de nouvelles sources d'erreurs peuvent apparaître, non plus proportionnelles au signal mais plus ou moins constantes correspondant au « bruit » de l'appareil. La valeur de mesurage en deçà de laquelle ces erreurs constituent une part prépondérante de l'incertitude est définie comme la **limite de quantification**. En deçà de cette limite, on ne peut donc plus appliquer les calculs d'incertitudes usuels et la mesure ne peut être validée. En général, on fixe une limite de quantification égale à 10 fois la valeur de l'écart-type des mesures du blanc (6 mesures au minimum) (INRS, 2005b). Cette définition peut cependant changer selon les institutions et, surtout, les pays. C'est un critère à vérifier quand on sait que plusieurs gros laboratoires de mesures installés en France sont des succursales de laboratoires d'autre pays européens (Allemagne et Pays-Bas, notamment).

Caractérisation des incertitudes liées aux mesurages de laboratoire

Type d'incertitude	Erreur L'incertitude de mesurage en laboratoire est partiellement aléatoire (conditions de milieu) et partiellement épistémique (justesse, biais, fidélité). Pour les substances présentes en très faibles concentrations, les limites de détection et de quantification peuvent constituer des sources importantes d'incertitude.
Amplitude	Lorsque le laboratoire suit les bonnes pratiques et normes en vigueur (laboratoire certifié), l'amplitude des incertitudes (justesse) varie généralement de 15 à 50 % lorsque l'on se situe au-dessus du seuil de quantification (INRS, 2005b). Les plus fortes incertitudes s'observent pour des substances organiques (chlorophénols, coupes d'hydrocarbures, etc.). Indice d'amplitude calculé : 2.
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) Par nature, les incertitudes de mesurage s'exprime en intervalles centrés sur les valeurs mesurées. La limite de quantification constitue une sous-estimation de l'exposition à moins de substitué une valeur telles que $0,5 * LQ$. Répercussion directe pour la comparaison avec les valeurs réglementaires Répercussion multiplicative pour les indices de risque
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendante du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Dans l'ensemble des études, les analyses ont été confiées à un (seul) laboratoire accrédité COFRAC. Les bordereaux d'analyses n'étaient inclus que dans 3 des rapports reçus dans le cadre du présent travail. Dans les 3 cas, les incertitudes quantitatives n'étaient pas indiquées dans les bordereaux. Dans un autre rapport il est mentionné, que les bordereaux indiquent bien les incertitudes quantitatives afférentes à chaque résultat. Il se peut que les parties concernant les incertitudes d'analyses aient été retirées des rapports pour les alléger.

3.2.7.5 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les mesurages et analyses

Concernant les mesures *in situ*, la réduction des incertitudes proviendra du progrès technique et de la mise en service d'analyseurs plus discriminants (incertitudes qualitatives), plus précis et moins dépendants des facteurs externes tels que l'humidité (incertitudes quantitatives). Les équipements disponibles actuellement permettent de faire un travail tout à fait exploitable s'ils sont utilisés pour la localisation de sources et de panache de polluants (criblage des sources) ou encore en tant que fournisseurs d'estimations relatives, à condition d'être effectuées sur une période courtes pendant laquelle les conditions météorologiques ne varient pas de manière significative. Bien entendu, les

bonnes pratiques de l'opérateur en termes d'entretien et de calibrage des appareils restent déterminantes sur la fiabilité des résultats. La réalisation de campagnes de mesures *in situ* dans le cadre d'une démarche géostatistique couplant les résultats de mesures *in situ* et de prélèvements d'échantillons et analyses de laboratoires, telle que décrite dans l'approche « Repérage » (cf. § 3.2.3.3) reste un très bon moyen d'utiliser les mesures *in situ* pour l'établissement d'une cartographie précise des pollutions avec des incertitudes contrôlées et mesurables. De telles démarches doivent donc être encouragées quand le contexte s'y prête.

En ce qui concerne les prélèvements et la gestion générale des échantillons entre le terrain et l'analyse, le respect des normes, guides techniques ou méthodologiques et bonnes pratiques permet en principe de limiter la plus grandes parties des erreurs humaines et technologiques à un niveau acceptable. L'expérience et la compétence des prestataires et des laboratoires d'analyses associés est importante pour les aspects non normalisés.

Les mesurages de laboratoires proprement dits (analyses des échantillons préparés) présentes des incertitudes relativement limitées en amplitude et en principe facile de caractériser. Le recours à des laboratoires accrédités (COFRAC) permet en principe de connaître ces incertitudes à condition de les demander.

Les méthodes de préparation des échantillons (mise en solution des ETM) et le choix des méthodes d'analyses sont responsables d'incertitudes d'amplitude beaucoup plus étendue, l'exemple principale étant la méthode de mise en solution du sol préalable au dosage d'ETM (emploi de l'acide fluorhydrique HF ou de l'eau régale ER). La méthode HF (dans ses différentes déclinaisons actuelles) étant reconnue, notamment par l'INRA, plus efficace dans la solubilisation des minéraux du sol, et donc donnant une valeur très proche de la concentration totale réelle des ETM, elle devrait dans l'absolu être systématiquement préconisée. Mais il faut néanmoins réfléchir à l'intérêt d'avoir une concentration totale d'un ETM dans une matrice telle que le sol. En effet, dans les études sanitaires, un polluant n'est considéré dangereux que dans la mesure où il est assimilé par l'organisme humain, soit à travers le sol, l'air, l'eau et les aliments. La (ou les) méthode(s) ER, qui ne solubilise(nt) que la fraction la plus « fragile » des minéraux donne des résultats probablement plus proches de la fraction bioaccessible et donc biodisponible des ETM dans le sol. Ainsi, ce type de méthode est utilisé dans les tests de bioaccessibilité *in vitro* (Caboche, 2009 et voir § 3.4.3.1).

En conclusion, pour des questions de rigueur, de comparabilité des résultats et de limitation des erreurs d'interprétation, il est primordial que les protocoles d'analyse des différents milieux, et notamment le mode de mise en solution du sol, soit fixé sous forme d'une circulaire ou d'une recommandation issue d'un établissement officiel. Une telle démarche d'harmonisation méthodologique serait actuellement en cours. De plus, les aspects liés à la biodisponibilité étant de plus en plus considérés (cf. § 3.4.3.1), les méthodes de détermination des ETM totaux sur les sites devront être les mêmes que celles utilisées sur l'échantillon de sol soumis aux tests *in vitro* ou *in vivo* pour le calcul de la biodisponibilité ou bioaccessibilité relative.

3.2.8 INCERTITUDE ET VARIABILITE LIEES A L'INTERPRETATION DES RESULTATS

3.2.8.1 Etat de référence de la qualité des sols

D'après la procédure applicable aux sites et sols pollués, l'état de pollution d'un sol se définit par rapport à un état de référence, le site étant considéré pollué si sa concentration en un contaminant toxique est significativement plus élevée que dans l'état de référence. Deux états de référence sont ainsi définis (BRGM, 2008) :

- **L'état naturel de référence** : tel qu'il préexistait en principe avant la mise en place du site. Cet état est décrit sur la base d'une campagne de prélèvements et analyses de sols dans les

zones « naturelles⁵ » présentes aux alentours du site, et validées par les bases de données géologiques et pédologiques pertinentes.

- **L'état habituel de référence**, qui prend en compte les modifications anthropiques qui ont prévalu dans les environs du site telles que les activités de remblais ou d'aménagement de plateforme ou des pollutions anthropiques usuelles non attribuables au site. Cet état est décrit sur la base d'une campagne de prélèvements et d'analyse de sols dans les zones ayant subi des transformations physique analogues à celles subies par le site mais non directement attribuables à ses activités.

Cette démarche s'est imposée suite à l'inexistence de valeurs réglementaires pour les polluants des sols et à l'abandon de l'ancienne approche reposant sur des critères génériques d'appréciation de la pollution des sols : Valeur de Définition de Source-Sol (VDSS) et Valeurs de Constat d'Impact (VCI) dans le déclenchement de la décision d'intervention a été abandonnée en 2007 pas clair pour moi. Il faut rappeler que ces valeurs avaient été construites à partir d'une estimation de risque basée sur un modèle simple et de deux scénarios d'exposition : un scénario sensible de type résidentiel avec jardin potager, et un scénario non sensible de type industriel. Les VCI étaient associées au cumul des expositions par ingestion directe de particules de sol et de poussières de sol, ingestion de végétaux cultivés sur site, absorption cutanée de polluants à partir du sol et des poussières. Les VDSS étaient arbitrairement construites en divisant les VCI par deux. Du fait de leur construction, les VDSS et VCI, ne correspondait pas à un risque acceptable (Mathieu, 2008).

Il faut d'abord distinguer de ce point de vue les deux grands types de polluants que sont les éléments traces métalliques (ETM, souvent désignés par « métaux lourds ») et les polluants organiques (hydrocarbures, solvants, etc.). Les polluants organiques n'ont en principe pas de raison d'être présents en quantités mesurables dans les sols naturels sauf cas très particuliers, leur détection traduira donc *ipso facto* un état de pollution. De plus, en cas d'apports diffus de polluants organiques par les particules émises par les villes et les industries, on peut concevoir que la plupart d'entre eux disparaissent progressivement sous l'action de facteurs de dégradation biotiques ou abiotiques.

En ce qui concerne les ETM, ils sont présents dans les roches mères et sont souvent mobilisés sur toute l'épaisseur des sols lors de la pédogénèse. Ainsi, leur concentration « naturelle » (originelle) au sein d'un sol dépendra principalement :

- de la nature de la roche mère (sédimentaire, volcanique, plutonique, etc.),
- du processus de pédogénèse,
- de la position topographique qui peut générer des modifications secondaires (hydromorphie, alluvionnement, érosion, etc.).

Une conséquence notable en est que des sols formés sur substrats différents, qui ne sont parfois distants que de quelques kilomètres, peuvent présenter des teneurs naturelles très différentes en certains ETM. Dans certaines zones de contact entre roches sédimentaires et cristallines, les teneurs naturelles en Pb et Zn peuvent être 100 fois supérieures aux teneurs des sols « ordinaires » (BRGM, 2008). De telles anomalies pédo-géochimiques naturelles ont également été observées pour le Cd dans des sols sur roches calcaires en région Centre avec des concentrations jusqu'à 20 fois supérieures à la médiane régionale (Mathieu et al, 2008).

En fait, en France, rares sont les sols « naturels » qui n'ont pas subi l'influence de l'homme du point de vue chimique : ils ne se rencontrent essentiellement que dans les sols forestiers. Les sols agricoles ont depuis longtemps reçu certains intrants (fertilisants et amendements naturels) présentant de faibles proportions d'éléments traces métalliques (ETM). Ces intrants étant appliqués sur ou près de la surface des sols, les ETM s'y sont concentrés et leurs teneurs se sont homogénéisées sur l'épaisseur soumise au travail du sol (labour et autres) soient généralement les 40 premiers centimètres. De plus, la surface

⁵ Par « naturelle » il est a priori entendu : n'ayant pas subi d'apports anthropiques significatifs de polluants tels qu'identifiés sur le site, ce qui ne veut pas dire que ce site n'a jamais subi l'influence humaine.

des sols reçoit des apports diffus, notamment de particules émises par les activités urbaines et industrielles, chargés en ETM (non dégradables) et HAP. Les horizons profonds (entre 40 et 200 cm⁶) sont relativement peu contaminés par les ETM d'origine anthropique, ceux-ci étant généralement peu mobiles, ceux-ci sont donc également représentatifs de l'état originel ou « naturel ». En fait, les différences de teneurs entre horizons labourés et horizons profonds ne sont significatives que pour le cadmium et le mercure, car ils sont très peu présents dans les roches mères en France (Baize, 2009).

En résumé, les teneurs mesurées dans les sols forestiers ou dans les horizons profonds des sols agricoles peuvent être considérées comme des teneurs naturelles (ou originelles) susceptibles de constituer localement un Fond pédo-géochimique naturel (FPGC). Par contre, les teneurs mesurées dans les horizons labourés (et donc superficiels) correspondent aux « Teneurs Agricoles Habituelles » ou TAH, qui peuvent constituer des objectifs réalistes de dépollution (Baize, 2009), même si dans la pratique, ce n'est pas toujours le cas.

Il faut noter que les sols recevant des épandages de boues de station d'épuration, par nature chargées en ETM ou de produits cuivrés pour lutter contre certains parasites fongiques (oïdium), présentent logiquement des teneurs anormalement élevées en ETM, qui ne doivent pas être considérées comme des TAH (Baize, 2009).

Des bases de données géo-référencées de concentrations d'ETM dans les sols naturels et agricoles, exploitables dans le cadre des études de sols pollués, ont été constituées ces deux dernières décennies. La plus importante d'entre elles est la base de données ETM-Anademe élaborée principalement sur la base des analyses nécessaires à l'établissement de plan d'épandage de boues. Cette base rassemble les résultats de deux programmes de collecte d'analyses de sols en ETM réalisés par l'INRA sur un financement ADEME. La première collecte, effectuée en 1997 et 1998, a permis de recueillir des analyses pour plus de 11.000 sites provenant principalement d'une trentaine de départements métropolitains. La seconde campagne s'est déroulée de novembre 2008 à janvier 2010. La base Anademe contient au final plus de 73 400 sites répartis sur tout le territoire (sauf un seul département). Les analyses ont concernés 8 ETM (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Tl, Zn) mesurés uniquement sur les horizons superficiels des sols agricoles. Parmi les autres bases exploitables on trouve :

- la base Aspitet (Apports d'une Stratification Pédologique pour l'Interprétation des Teneurs en Eléments Traces, INRA 2002) qui compte près de 1900 échantillons d'horizons superficiels et profonds de sols agricoles et forestiers sur la moitié nord de la France. Les analyses portent sur 10 ETM dont Co et As. Elle a été élaborée en 1997 et 1998 et complétée en 2002.
- la base RMQS (Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, INRA 2008) qui compte 2200 sites de suivis agricoles et forestiers répartis sur une grille 16 x 16 km sur l'ensemble du territoire. Sur chaque site, des échantillons d'horizons superficiels et semi-profonds sont analysés. Les analyses portent sur 8 ETM et les campagnes sont répétées en principe tous les 10-12 ans pour suivre l'évolution temporelle des paramètres. La première campagne s'est terminée en 2008. La seconde vient de démarrer et des composés organiques (HAP, dioxines, etc.) ont été ajoutés (Record, 2010).

D'autres bases ont été développées pour certaines régions françaises telles que le Nord-Pas de Calais (Référentiel Pédo-géochimique du NPC : 768 échantillons de sols agricoles et forestiers analysés entre 1990 et 2007) ou la Lorraine (Référentiel géochimique des sols autour des friches industrielles : 189 échantillons), d'autres ont une portée européenne (Geochemical Atlas of Europe : 564 échantillons).

Le BRGM (BRGM, 2008) dispose également L'Inventaire Minier National qui compte plus de 350 000 échantillons (sols, eaux, sédiments) concentrés sur les zones de prospection minière, la base RENECOFOR (Réseau National de suivi à long terme des Ecosystèmes Forestiers, ONF) qui présente 102 échantillons de sols forestiers.

⁶ Le profil pédologique s'étend de la surface du sol au substrat géologique généralement altéré) si celui-ci apparaît avant une profondeur de 2 m ; le profil cultural, qui intéresse les agronomes, correspond à la zone exploitée par les racines des plantes et dépasse rarement 1 m (Lozet et Mathieu, 1986).

Les données de ces bases sont disponibles sous formes brutes (Anademe, RMQS, sur demande) ou élaborées (Aspitet, RPG-NPC), voire caractérisées par leur distribution selon les départements (RMQS). Le site du programme ETM de l'INRA Orléans (Unité de Science du Sol – SESCPF) <http://etm.orleans.inra.fr/> permet ainsi l'accès direct à des tableaux présentant :

- les paramètres de distribution (médiane, maximum, déciles, etc.) des résultats :
 - de la BD Aspitet pour les horizons labourés (1110 échantillons, 6 ETM) et pour tous les horizons (1874 échantillons, 6 ETM + Fe + Mn),
 - de la BD Anademe pour les horizons labourés (73000 échantillons, 8 ETM).
- les gammes de valeurs "ordinaires" et d'anomalies naturelles modérées et fortes dans divers horizons de sols français (10 ETM, origine et nombre d'échantillons non décrits). Ce tableau est cité dans le document du BRGM (BRGM, 2008) et repris dans de nombreuses études sanitaires de SSP,
- les teneurs en mercure dans les sols agricoles du bassin parisien,
- le Référentiel Régional pour les sols d'Ile-de-France d'après Aspitet et Anademe 2009 qui décrit les paramètres de distribution (médiane, P10, P25, P75, P90, P95, P99, max, écart-type, vibrisses⁷) de 8 ETM dans les horizons de surface (1043 échantillons). Ces teneurs agricoles habituelles (TAH) sont donc censées servir de valeurs de référence dans les études de gestion des sols pollués.

Certains auteurs (Mathieu et al, 2006) déplorent cependant deux limites aux Référentiels tels qu'ils peuvent être constitués à partir des bases de données d'analyses de sols :

- d'une part, l'absence de référence à la phytodisponibilité et aux spéciations des ETM, particulièrement importantes dans le cas du chrome (Cr III / Cr VI) et du mercure (Hg minéral / Hg organique),
- d'autre part, l'absence de données concernant l'arsenic (As)⁸ pour les campagnes anciennes, ces données sont prévues pour la nouvelle campagne du RMQS.

L'élaboration d'un Référentiel régional pour l'Ile-de-France par l'INRA a fait suite à une demande en 2006 de la Cellule interrégionale d'épidémiologie (Cire) d'Ile-de-France. Depuis le référentiel est utilisé comme outils d'évaluation par les DDAS (actuellement ARS) (Daniau et al, 2008). Cette démarche a été répliquée pour la région Centre (Mathieu, 2008), toujours à la demande de la Cire, et il semble que des Référentiels régionaux soient élaborés dans d'autres régions où la problématique des sols pollués est prégnante, peut-être sur la base des régions agricoles, plus homogènes du point de vue de la nature des sols agricoles (Mathieu, 2008). Un travail de synthèse a été réalisé pour le Nord-Pas-de-Calais à partir de la base très complète RPG-NPC (Baize et al., 2010).

En fait, en absence de valeurs réglementaires et après l'abandon des VDSS et VCI jugée trop « tolérantes » du point de vue de la santé publique, il semble y avoir, pour des raisons évidentes de gestion des SSP, un retour à des valeurs de référence « régionales » en comparaison desquelles un sol est considéré comme pollué (au sens propre du terme) ou non. La Cire Ile-de-France (Mathieu et al, 2006) propose l'élaboration de « seuils de sélection » égaux aux percentiles 95 (P95) des concentrations mesurées et retenues, pour chaque ETM, dans le Référentiel régional. Ces valeurs de sélection proposées sont déjà utilisées par les ARS, en particulier pour sélectionner les ETM à considérer dans les évaluations détaillées des risques sanitaires et pour établir des recommandations de gestion pertinentes par rapport aux sources naturelles des contaminants (Mathieu et al, 2006).

D'autres approches statistiques peuvent être utilisées pour identifier les limites de concentrations jugées « normales », en particulier la méthode des vibrisses (cf. Encadré 4).

⁷ Cf. chapitres suivants

⁸ Cette absence pourrait s'expliquer que l'arsenic n'étant pas un métal de transition mais un métalloïde, il ne peut être dosé avec les techniques applicables à l'ensemble des métaux et nécessite donc un dosage particulier, ce qui entraîne un coût supplémentaire de l'analyse.

Encadré 4 : Méthodes des vibrisses pour déterminer les valeurs anormales des concentrations d'ETM dans les sols

Il est généralement admis que dans une parcelle de sol naturel homogène (même roche mère, même pédogénèse, même position topographique), les concentrations d'ETM suivent une distribution log-normale (c'est-à-dire que leurs transformées logarithmiques suivent une loi normale). La distribution log-normale se vérifie pour une grande partie des caractéristiques des sols, sauf le pH (qui est lui-même une grandeur logarithmique) et la teneur en argile qui semblent suivre des distributions normales (Mc Grath et Zhao, 2006). Cette distribution pourrait s'expliquer par le fait qu'au cours de la pédogénèse, les ETM subissent des épisodes de dilutions successives⁹. Lorsqu'on agrandit la zone de prospection, à une région ou un pays, par exemple, on augmente les chances de recouvrir des sols hétérogènes (notamment au niveau des roches mères), et la distribution en est donc « perturbée » et il devient difficile de l'ajuster par un modèle paramétrique (normal, log-normal, gamma, Weibull, etc.). Il en va évidemment de même si on se trouve sur un site pollué par des activités industrielles, même si le sol y était homogène à l'origine. Même si l'on se limite aux sols agricoles, une grande région d'étude est donc susceptible de montrer une large dispersion de valeurs pour les concentrations en ETM, avec éventuellement des « anomalies » naturelles. Le challenge consiste donc à pouvoir comparer des concentrations d'ETM mesurées sur un sol potentiellement pollué avec des concentrations naturelles, ou plutôt des teneurs agricoles habituelles (qui tiennent compte de la pollution diffuse ou « bruit de fond ») et de définir le seuil à partir duquel les concentrations sont jugées anormales, ou, plus rigoureusement, « anormales¹⁰ » soit à cause d'une singularité géologique (hypothèse qu'il sera a priori facile de vérifier, soit à cause des activités du site).

Si la distribution des valeurs de concentrations d'ETM de multiples échantillons de sols prélevés dans une région donnée s'ajuste mal à un modèle paramétrique, on peut tout de même caractériser la dispersion par des paramètres classiques que sont la médiane¹¹, les percentiles remarquables tels que P25 (1^{er} quartile), P75 (2^{ème} quartile), P90, P95, P99 ainsi que l'écart-type. La représentation graphique de la dispersion par des « boîtes à moustache » (*box and whiskers plots*) permet de visualiser facilement certains de ces paramètres. Pour identifier les valeurs anormales, et en particulier les valeurs anormales supérieures, qui sont les plus utiles à la démarche, une méthode couramment utilisée consiste à déterminer la vibrisse supérieure (Baize et al., 2007 ; Villanneau et al, 2008) qui se calcule selon la formule :

$$\text{VS} : P25 + \alpha (P75 - P25)$$

où α est un coefficient à fixer en fonction du niveau de sélection que l'on veut obtenir : plus α est grand, plus les valeurs anormales sont rares. Par exemple, une étude basée sur les résultats du RNQS (sols naturels et agricoles) a utilisé $\alpha = 1,5$ pour isoler les anomalies suspectes et $\alpha = 3$ pour isoler des anomalies extrêmes (Villanneau et al, 2008).

L'intérêt de l'utilisation des vibrisses est de définir un seuil d'anomalie non influencé par les valeurs extrêmes de la population mais uniquement basé sur le rang des individus. De plus, l'application de cette méthode ne requiert pas la normalité de la distribution des données, même si la dissymétrie influence directement le nombre d'anomalies (Villanneau et al, 2008).

Par rapport aux vibrisses supérieures de coefficient 1,5, les seuils de sélections proposés par les Cire à une valeur égale au P95 de la distribution, apparaissent moins « tolérants », au moins pour une distribution proche de la normalité¹². Cela renforce la contrainte déjà exprimée par les auteurs (Mathieu et al, 2006) que cette approche est valide sous condition d'une certaine homogénéité des sols naturels/agricoles au niveau de la région étudiée, qui heureusement caractérise la région Ile-de-France. Si les vibrisses supérieures sont fournies pour chaque ETM dans le référentiel régional des sols de l'Ile-de-France accessible en ligne sur le site de l'INRA Orléans (cf. *supra*), il ne semble pas que ces valeurs soient utilisées en routine par les prestataires d'études de sols pollués.

Un autre approche pour détecter les anomalies est d'établir des coefficients de corrélation linéaire entre les concentrations d'ETM dans les sols naturels/agricoles et les concentrations d'éléments majeurs tels que le fer ou l'aluminium, dont les concentrations dans les sols sont relativement importantes et donc peu influencées par les activités anthropiques. Une étude sur un grand nombre d'échantillons de sols d'Angleterre et du Pays de Galles (Mc Grath et Zhao, 2006) a montré de fortes corrélations entre les teneurs en Co, Cr et Ni et les teneurs en Fe et Al. De plus, des régressions multiples ont permis d'établir que les teneurs en Co, Cr et Ni peuvent être prédites avec une certaine confiance à partir des teneurs en Fe et Al. De tels résultats n'ont pas pu être obtenus avec Cd, Cu, Pb et Zn. Sur la France entière, une bonne corrélation a été montrée entre les teneurs en Zn et en argiles, en entre les teneurs en Ni et en Cr (Baize et al, 2007). L'existence de ces corrélations ne semble pas encore exploitée pour l'établissement de seuil de décision.

⁹ Fondamentalement, un processus log-normal est caractérisé par le fait que la variable aléatoire d'intérêt (ici la concentration en ETM) résulte du produit multiplicatif de nombreuses variables aléatoires indépendantes (Ott, 1995).

¹⁰ Le terme « anormal » rappelle trop la distribution « normale » pour éviter l'ambiguïté.

¹¹ Médiane = percentile 50. La moyenne n'est généralement pas retenue pour des distributions non paramétriques et très étendues car elle est peut être très influencée par les valeurs extrêmes.

¹² Pour une distribution normale, la vibrisse supérieure au coefficient de 1,5 correspond au Percentile 99,65 (Villanneau et al, 2008)

Dans l'échantillon des 7 études françaises de sols pollués récentes (2011 à 2013) revues dans le cadre du présent travail, il apparaît que les bases de données nationales du programme ETM de l'INRA sont principalement utilisées comme valeurs de référence à comparer aux résultats d'analyses des ETM. Dans une étude, le prestataire a réalisé des analyses de sols naturels à proximité du site et a exploité des données régionales du BRGM pour constituer son propre fond géochimique naturel (avec valeurs moyennes et P90). Dans une (seule) autre étude, très récente (2013), les valeurs de sélections telles que définies par la Cire Ile-de-France (Mathieu et al, 2006) ont été prises en compte.

Ce qu'il faut retenir de l'utilisation des bases de données pour le constat de pollution d'un sol :

- L'ensemble des sols français a connu l'influence des activités humaines, néanmoins les sols forestiers et les horizons profonds des sols cultivés peuvent être considérés comme « naturels », alors que les horizons superficiels (labourés) des sols agricoles montrent des Teneurs Agricoles Habituelles qui pourraient servir de valeurs cibles optimiste pour une réhabilitation de sols pollués.
- La plupart des ETM sont toujours présents dans les sols naturels avec des concentrations liées aux substrats géologiques, variant parfois dans des proportions considérables sur des distances relativement courtes (quelques km). Aussi la catégorisation d'un sol comme pollué n'est pas exempte d'incertitude. Il faut noter qu'il n'existe pas de référentiel pour les concentrations naturelles des hydrocarbures (dont HAP) dans les sols alors que ces composés peuvent y être présents en quantités notables (sols sous forêts de résineux, par exemple).
- Pour juger de l'état de pollution d'un sol, il est nécessaire de comparer ses teneurs en ETM à celles de sols de référence. Des bases de données (référentiels) de concentrations d'ETM dans les sols ont été ainsi constituées sur le territoire national, dont la plus importante est l'Anademe. Cependant, la dispersion des concentrations fait qu'il est recommandé d'utiliser plutôt des référentiels régionaux tels qu'il en existe pour l'Ile-de-France et le Nord-Pas-de-Calais, ces référentiels devraient se multiplier dans les prochaines années.
- Le percentile 95 (P95) des concentrations d'ETM du référentiel régional a été proposé et déjà utilisé en Ile-de-France en tant que valeur de sélection des sols pollués.

3.2.8.2 Choix des valeurs représentatives des concentrations d'exposition et autres paramètres d'exposition

Une Evaluation Quantitative de Risque Sanitaire (EQRS) dans le cas de sols pollués nécessite de définir des entités spatiales (jardins, bâtiments, réseau d'alimentation en eau publique, etc.) sur lesquelles les populations cibles seront exposées à certains polluants selon des scénarios d'exposition déterminés. Ces entités sont appelées « points d'exposition » dans la nomenclature française (MEDD, 2007b) et « unités d'exposition » (« *exposure units* ») dans la nomenclature américaine (US-EPA, 2001). Les campagnes d'échantillonnage et d'analyses fournissent pour chaque point d'exposition, un ensemble plus ou moins nombreux de valeurs de concentration pour les substances toxiques d'intérêt retenues. Il s'agit donc pour l'évaluateur de risque de définir quelle sera la ou les valeurs représentatives des concentrations de toxiques pour chaque point d'exposition et éventuellement, le degré d'incertitude attaché à cette ou ces valeurs représentatives.

En France, il ne semble pas exister de règle pour le choix des valeurs représentatives autres que celles de l'application du principe de prudence qui incite à choisir la valeur maximale, même s'il s'avère que celle-ci est très éloignée des autres valeurs.

Aux Etats-Unis, pour la problématique des sols pollués (programme national de réhabilitation des sites de déchets dangereux, dit « *Superfund* »), la valeur représentative est la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne arithmétique des concentrations mesurées (*95 percent Upper Confidence Limit ou UCL*). D'après l'US-EPA (US-EPA, 1992), cette valeur permet d'admettre avec un niveau raisonnable de confiance que la vraie moyenne des concentrations de chaque toxique

ne sera pas sous-estimée. Cette valeur est bien un estimateur de la moyenne et ne doit pas être confondue avec le 95^{ème} percentile (P95) de la distribution des concentrations. La valeur UCL est calculée, à partir des concentrations mesurées, par des méthodes statistiques telles que (US-EPA, 1992 et 2001) :

- la méthode du test t de Student si la distribution des moyennes suit une loi normale,
- la méthode de Land utilisant la statistique H si la distribution des moyennes suit une loi log-normale,
- une méthode de ré-échantillonnage Bootstrap ou Jackknife si la distribution des moyennes est non-paramétrique.

Le recours à la moyenne arithmétique plutôt que géométrique est justifié par le fait que les risques chroniques, notamment cancérigènes, sont calculés de manière cumulative (somme des risques de chaque période d'exposition) (US-EPA, 1992).

Le calcul d'UCL n'est généralement pas recommandé si l'on dispose de moins de 10 mesures car l'intervalle de confiance est très large et l'UCL peut facilement dans ce cas dépasser la valeur maximale des concentrations : dans ce cas, on retient alors la valeur maximale des concentrations. Des populations de 10 à 20 échantillons donnent une meilleure estimation et au-delà de 20, l'UCL devient relativement proche de la moyenne arithmétique (US-EPA, 1992).

Pour les autres paramètres d'expositions tels que ceux qui sont décrits ci-après, l'US-EPA recommande d'utiliser :

- des estimations ponctuelles centrales (moyennes ou médianes),
- des estimations ponctuelles dites « raisonnablement » maximales (« *Reasonable Maximum Exposure values* »), généralement choisies parmi les hauts percentiles des distributions (P90, P95, P99),
- des estimations statistiques avec ajustement de la distribution des valeurs à une distribution paramétrique ou non, en vue d'une simulation de type Monte-Carlo.

Bien que relativement complexe et exigeant du point de vue de la compétence des opérateurs, les approches statistiques sont recommandées depuis une dizaine d'années (US-EPA, 2001) dans les cas où l'exposition fait intervenir de nombreux facteurs dont les distributions sont larges, où la population doit être simulée sur la base des données statistiques (budget espace-temps) et lorsque les enjeux économiques sont importants (choix de différents niveaux de mesures). Une telle démarche a par exemple été développée pour déterminer les mesures les plus efficaces de prévention d'exposition aux enfants aux meubles et planchers traités à l'arsenic (Zartarian, 2003). Déjà dit avant

En France, le développement d'approches probabilistes pour caractériser la variabilité des facteurs d'exposition est également recommandé par les institutions sanitaires dans le cas d'EQRS associées à des pollutions environnementales (InVS et AFSSET, 2007).

Dans l'échantillon de 7 études françaises de sols pollués récentes (2011 à 2013) revues dans le cadre du présent travail, il apparaît que ce sont systématiquement les valeurs maximales des résultats d'analyses de chaque polluant dans chaque point d'exposition qui sont retenues pour la comparaison aux valeurs de référence et pour le calcul de risque éventuel. L'approche probabiliste ne semble donc pas actuellement développée en routine.

3.2.8.3 Prise en compte des mélanges de substances (cas des hydrocarbures totaux)

Certains contaminants, tels que les substances organiques, peuvent exister en très grand nombre dans les sols pollués. Cette diversité provient d'abord du fait que l'industrie et les activités humaines en général utilisent un grand nombre de produits qui sont eux-mêmes des mélanges dont les compositions qualitative et quantitative varient dans certaines proportions. C'est le cas en particulier des carburants et lubrifiants qui sont des mélanges d'hydrocarbures aliphatiques linéaires ou cycliques, saturés ou

non, d'hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM ou BTEX) et polycycliques (HAP), et d'autres composés organiques plus ou moins volatils. Une autre source de polluants organiques identifiables dans des sols pollués provient de la combustion ou de la dégradation (physique, chimique ou biologique) des mélanges d'hydrocarbures précédemment décrits. En effet, une substance organique, même pure, peut produire de nombreuses autres molécules en fonction des conditions, comme par exemple, les différentes températures et concentrations d'oxygène observées dans une flamme.

L'identification et le dosage individuel de ces substances à l'échelle d'un site peuvent dans certains cas s'avérer très fastidieux et d'une utilité réduite car les propriétés toxiques de ces substances ne sont connues que pour un petit nombre d'entre elles. Pour appréhender cette diversité, la pratique est de regrouper les molécules par familles chimiques censées présenter des propriétés physicochimiques voisines et des propriétés toxicologiques comparables. Parmi les familles les plus souvent prises en compte se trouvent :

- les produits (hydrocarbures) pétroliers,
- les phénols,
- les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP),
- les polychlorobiphényles (PCB),
- les dioxines et furanes.

Pour les HAP, et dans une certaine mesure, les dioxines et PCB, des analyses spécifiques sont réalisées pour un nombre relativement réduit de composés (16 pour les HAP, 7 pour les PCB) jugés les plus fréquents et/ou les plus toxiques. Pour les composés retenus dont les valeurs toxicologiques de référence (VTR) ne sont pas connues, il a été établi par les institutions de référence, pour les effets cancérigènes, des facteurs d'équivalence toxique (FET). On attribue alors à chaque composé une VTR égale à la VTR du composé de référence (benzo(a)pyrène) multipliée par le FET.

Le cas des produits pétroliers est plus difficile à appréhender car les substances sont très nombreuses dans les hydrocarbures usuels (essence, gazole, fioul lourd, huile moteur, par exemple) sans que leur importance relative soit individuellement caractérisée. En 1997, environ 250 substances hydrocarbonées avaient été identifiées parmi lesquelles 95 présentaient des données toxicologiques et seulement 25 des données suffisantes pour l'établissement de VTR (RIVM, 2001). De plus, les compositions changent pour une même catégorie de composés selon le gisement de pétrole brut et les conditions du raffinage. Cependant, des analyses relativement simples permettent de caractériser les mélanges d'hydrocarbures par la proportion massique entre composés aliphatiques et aromatiques, et entre les masses moléculaires des composés, caractérisées par le nombre d'atomes de carbone (ou longueur de la chaîne carbonée). On parlera ainsi par exemple de « coupe » C10 à C40, ou C12 à C16, de composés aliphatiques. Ces classes de masses moléculaires correspondent également à des différences de comportement des composés dans les milieux. De manière générale, plus la masse moléculaire d'un composé hydrocarbure est faible, plus il est volatil, plus sa densité est faible, plus sans solubilité dans l'eau est élevée et plus il aura tendance à migrer dans le sol (Berrube et al., 2011). De plus, dans les hydrocarbures courants et leurs produits de dégradation, la toxicité est a priori « concentrée » dans des composés relativement minoritaires (HAM) ou très minoritaires (HAP), et la toxicité des composés majoritaires (aliphatiques essentiellement) est réputée beaucoup plus faible et donc moins bien étudiée¹³. Le principe de précaution oblige cependant à une quantification de ces composés majoritaires et à leur caractérisation toxicologique.

La quantification des hydrocarbures non spécifiques se fait essentiellement selon des méthodes basées sur la séparation chromatographique qui mesurent en fait des fractions correspondant à des

¹³ Par exemple, aucun alcane ni alcène « vrai » (composé uniquement de C et H) linéaire, cyclique ou ramifié, n'est actuellement classé comme cancérigène certain, probable ou possible par le CIRC.

intervalles de masses moléculaires. La plus large de ces fractions, qui englobe l'essentiel des aliphatiques, porte le nom d'« hydrocarbures totaux » ou HCT. Cette fraction représente essentiellement la fraction C5 à C40 et exclue donc les composés très volatils (méthane, propane, éthylène, etc.) et les composés les plus lourds (bitumes). La mesure se fait après extraction du milieu (sol ou eau) avec du tétrachlorure de carbone (CCl₄) puis on dose la totalité des hydrocarbures par spectrophotométrie infrarouge (sensible aux liaisons C-H).

Le dosage spécifique des sous-fractions de C5 à C40 (par exemple, C5-C8) se fait après extraction à l'aide du fréon ou de pentane, d'hexane ou d'octane (respectivement pour les fractions > C6, C7 et C9) par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme (FID). Chaque substance génère un pic après un temps proportionnel à la longueur de la chaîne. On calcule les surfaces cumulées des pics entre des repères fixés par des substances étalons connues. Pour les hydrocarbures > C10 dans le sol, la méthode canadienne d'analyse (CEAEQ, 1997) donne une limite de détection de 30 mg/kg et une limite de quantification de 90 mg/kg. La séparation des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques requiert des méthodes de spectrométrie de masse. Contrairement à la fraction hydrocarbures totaux, les sous-fractions aliphatiques ne font pas l'objet d'une méthode de dosage normalisée.

L'évaluation de risque (non cancérigène) est basée sur l'attribution à chaque fraction (ou « bloc ») d'hydrocarbures aliphatiques d'une VTR orale non cancérogène déterminée à partir d'une substance particulière, appelée « indicateur » ou d'un mélange connu, appelé « substitut », appartenant au bloc en question. Cette méthode a été développée par plusieurs institutions américaines :

- le MADEP (Massachusetts Department of Environmental Protection), qui se base sur le nombre d'atome de carbone et propose, pour 4 fractions d'hydrocarbures aliphatiques pour l'exposition par ingestion orale (C5-C8, C9-C18, C19-C32), et 2 fractions pour l'exposition par inhalation (C5-C8, C9-C18).
- le TPHCWG (Total Petroleum Hydrocarbon Working Group), qui se base sur l'Equivalent Carbone (EC), défini d'après le point d'ébullition normalisé de la substance par rapport aux points d'ébullition d'une série d'alcanes et son temps de rétention par chromatographie en phase gazeuse (par exemple, l'hexane a un EC de 6, et le benzène, un EC de 6,5). Le TPHCWG distingue 7 fractions d'hydrocarbures aliphatiques pour l'exposition par ingestion orale (EC5-EC6, EC>6-EC8, EC>8-EC10, C>10-C12 C>12-C16, C>16-C21 C>21-C35 C>35), et 5 fractions pour l'exposition par inhalation.
- l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), qui reprend le raisonnement du TPHCWG mais ne renseigne que l'exposition aiguë (Berrube et al., 2011)

Le RIVM hollandais a repris dans sa dernière réévaluation des VTR (RIVM, 2001), les données du TPHCWG (publiées en 1997) en les actualisant.

Les principaux composés indicateurs et substituts utilisés pour caractériser la toxicité des hydrocarbures aliphatiques par ingestion orale sont (MADEP, 2003 ; RIVM, 2001) :

- pour la fraction C5-C8 (ou EC5-EC8) :
 - le n-hexane chez le MADEP : VTR orale chronique de 0,04 mg/kg/j sur la base d'une étude de 1980 sur l'animal,
 - l'hexane commercial chez le TPHCWG : VTR orale chronique de 0,5 mg/kg/j sur la base de plusieurs études chez l'animal,
 - le n-heptane et l'hexane chez le RIVM : VTR orale chronique de 5 mg/kg/j sur la base de plusieurs études chez l'animal.
- pour la fraction EC>8-EC16 :
 - le carburant avion (jet) J8 chez le TPHCWG : VTR orale chronique de 0,1 mg/kg/j sur la base d'une étude chez l'animal
 - le carburant avion (jet) J8 et des composés pétroliers désaromatisés chez le RIVM : VTR orale chronique de 0,1 mg/kg/j sur la base d'une étude chez l'animal

- pour la fraction C9-C18 : des mélanges d'hydrocarbures composés d'iso-paraffine, d'alcane et de naphènes correspondant à cette fraction chez le MADEP. En fait des mélanges préparés artificiellement à partir de produits pétroliers et correspondant respectivement aux fractions C9-C12, C10-C13 et C11-C17 ont été utilisés pour des études toxicologiques chez les rats. Les 3 études, financées par l'API (American Petroleum Institute) et publiées en 1990-1991 sous forme anonyme, ont abouti à la même VTR orale chronique dérivée pour l'homme, soit 0,1 mg/kg.
- pour la fraction C17-C35 (ou EC>16-EC35) : les huiles minérales blanches (fortement raffinées) correspondant à cette fraction chez le MADEP, le TPHCWG et le RIVM : VTR orale chronique de 2 mg/kg/j sur la base d'une étude chez le rat (Smith et al, 1996)
- pour les fractions supérieures : les huiles minérales blanches (white spirit) riches en composés à longues chaînes carbonées chez le MADEP, le TPHCWG et le RIVM : VTR orale chronique de 20 mg/kg/j sur la base d'une étude chez le rat (même étude que pour la fraction précédente).

La première source d'incertitude afférente à cette approche est la représentativité chimique de l'indicateur ou du substitut par rapport à la fraction d'hydrocarbures mesurée sur le terrain. Si l'on considère la fraction la plus légère, l'hexane qui en est l'indicateur chez le MADEP et le TPHCWG n'entre dans la composition des essences automobile qu'à une proportion de 0,05 à 7 % soit 2 % en moyenne (RIVM, 2001). L'utilisation de substituts complexes (carburant avion, fraction de produits pétroliers, huiles minérales, etc.) pourrait paraître plus valide à ce niveau mais il ne faut pas oublier que les hydrocarbures présents sur les sites, s'ils sont très généralement issus de carburants ou lubrifiants connus, sont des produits dégradés par leur utilisation (huiles de vidange) et/ou par leur séjour dans le sol sous l'effet de transformations physiques (volatilisation, photolyse), chimiques et microbiologiques. La dégradation microbiologique est sélective, les alcanes linéaires étant dégradés en premier, d'autant plus que la masse moléculaire est faible alors que les composés ramifiés ou cycliques (non aromatiques) montrent une dégradation plus lente. S'il est généralement constaté, au cours du séjour dans le sol, un « glissement » des composés depuis les chaînes les plus courtes vers les chaînes les plus longues par dégradation différentielle, il y a également de fortes chances que les aliphatiques à chaînes courtes résiduelles soient dominés par des composés ramifiés ou cycliques. Il est admis dans certaines publications que pour une même famille chimique (aliphatiques linéaires, par exemple), les composés à longues chaînes sont moins toxiques (Ohio EPA, 2010), vraisemblablement parce qu'ils pénètrent plus difficilement dans les cellules. Cela n'est cependant pas toujours vrai : dans le cas des alcanes, par exemple, le pouvoir anesthésique diminue avec la longueur de la chaîne alors que le pouvoir narcotique s'accroît, tout comme le pouvoir irritatif sur la peau et les muqueuses (entre C5 et C8) ou le pouvoir asphyxiant aux fortes concentrations (Montandon et Picot, 2005).

La représentativité « toxicologique » des indicateurs est également critiquable. Même si ce n'est pas une vérité absolue, il peut être supposé a priori que les substances dont la toxicité est la mieux connue sont celles dont la toxicité est la plus élevée et donc que le recours à un tel indicateur surestime le risque associé au groupe qu'il représente. En fait, le besoin de connaissance toxicologique d'un composé vient le plus souvent du fait qu'il est utilisé, et/ou produit en grande quantité dans l'industrie ou les activités humaines en général. Cela explique qu'au sein d'une famille chimique, les composés les plus simples, utilisés dans les synthèses industrielles, sont en général les mieux connus du point de vue toxicologique. En ce qui concerne les substituts, certains, tels que le carburant pour avion J8, contiennent fatalement de faibles quantités des composés très toxiques comme les BTEX ou les HAP qui peuvent éventuellement diminuer sa VTR (non cancérigène) et donc entraîner une surestimation du risque pour un mélange censé être constitué uniquement d'aliphatiques.

Il faut également noter que **les études toxicologiques servant à l'établissement des VTR des indicateurs et substituts sont relativement anciennes** (antérieures à 2000), parfois anonymes, financées par des institutions pétrolières et toujours réalisées sur l'animal, avec mise en œuvre de facteurs d'incertitude variant de 100 à 10 000 (!). Ces études ne sont généralement pas cautionnées par les institutions de référence : par exemple, l'étude ayant servi à déterminer la VTR de 0,04 mg/kg/j du n-hexane pour le MADEP, avec un FI de 10 000 (MADEP, 2003) est citée par l'US-EPA dans sa base IRIS mais jugée insuffisante pour élaborer une VTR orale (US-EPA, 2005). Cela peut être

interprété comme une perversion du principe de précaution dans l'élaboration de VTR : un facteur d'incertitude élevé est appliqué pour compenser la faible qualité de l'étude de référence, aboutissant ainsi à une VTR très contraignante mais reposant sur une base scientifique peu solide.

La même démarche est appliquée à l'ingestion orale de composés aromatiques. Ainsi le MADEP propose la VTR orale chronique non cancérigène de 0,03 mg/kg/j pour les aromatiques C9-C32, sur la base de la VTR US-EPA (RfD) du pyrène (C16) et sur le fait que les composés connus de la fraction C8-C16 présentent des RfD allant de 0,02 mg/kg/j (naphtalène, C10) à 0,3 (anthracène, C9). Aucune VTR n'est connue pour la fraction C17-C32. Pour les fractions plus légères, le MADEP déconseille l'approche par équivalent alors que le TPHCWG propose la VTR de 0,04 mg/kg/j pour la fraction EC9-EC16 (VTR du fluorène, C10) et 0,03 mg/kg/j pour la fraction EC>16-EC35. Si pour ces substances, les incertitudes liées à la représentativité des indicateurs demeurent, les VTR reposent néanmoins sur des études cautionnées par les institutions de référence (US-EPA en l'occurrence).

Enfin, la démarche est également appliquée aux effets non cancérigènes de l'exposition par inhalation pour les fractions de composés volatils (jusqu'à C16 pour MADEP et EC18 pour TPHCWG). Cette fois encore les incertitudes de représentativité demeurent mais les VTR proposées sont basées sur des études validées par les institutions de référence. Le MADEP propose une VTR respiratoire de 0,2 mg/m³ pour les fractions C5-C8 (FI = 300) et C9-C18 (FI = 3000 !). Le TPHCWG propose quant à lui une VTR de 18,4 mg/m³ pour C5-C6 (FI = 100) et de 1 mg/m³ pour C>6-C16 (FI = 1000). Les VTR du MADEP sont donc plus protectrices que les valeurs du TPHCWG mais les degrés de confiance qui y sont associés sont moins élevés.

Caractérisation des incertitudes liées aux mesurages des *mélanges de substances (coupes et fraction d'hydrocarbures totaux)*

Type d'incertitude	Erreur Les incertitudes de quantification sont épistémiques (erreur) ainsi que les incertitudes de représentativité des substances indicatrices.
Amplitude	Les méthodes de quantification ne sont pas normalisées mais font appel à des techniques de chromatographie en phase gazeuse assez bien maîtrisées, ce qui en limite a priori les erreurs. Chez les aliphatiques, il est très peu probable que la fraction mesurée ne soit constituée que de la substance indicatrice ou du mélange substitut. La représentativité des indicateurs/substituts est en général faible. L'amplitude de l'erreur n'est cependant pas mesurable a priori. Indice d'amplitude proposé par jugement d'experts : 10
Tendance et répercussion sur la décision	(+) Tendance à la surestimation du risque par attribution de VTR élaborées avec de grands facteurs d'incertitude Répercussion directe pour la comparaison avec les valeurs réglementaires Répercussion multiplicative pour les indices de risque
Site-dépendance	Source d'incertitudes dépendante du site
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les hydrocarbures totaux ont été pris en compte dans 4 des rapports reçus : <ul style="list-style-type: none"> - une étude a séparé les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques sans appliquer d'indicateurs et de substitut (risque non calculé), mais en substituant le naphtalène aux aromatiques - une étude n'a considéré que les fractions volatiles des deux catégories et applique la VTR du TPHCWG - une étude a considéré 4 sous-fractions pour les aliphatiques et pour les aromatiques. La VTR MADEP avec FI de 10 000 a été déclarée non recevable - une étude a assimilé les coupes HCT à des composés aromatiques et a appliqué les VTR du TPH CWG

3.2.8.4 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans l'interprétation des résultats

Bases de données sols

Concernant les bases de données sols (non pollués) qui permettent d'identifier des anomalies dans les concentrations de contaminants, la réduction des incertitudes proviendra d'une diminution de la zone géographique de référence. La multiplication des référentiels régionaux tels que ceux développés en Ile-de-France, région Centre ou Nord-Pas-de-Calais, , apportera incontestablement un progrès dans ce domaine. En attendant, dans les régions non encore « couvertes » par de tels référentiels, le prestataire devra au maximum valoriser les données existantes ou si nécessaire, prélever des échantillons supplémentaires dans les sols peu perturbés alentours. A ce stade, il ne saurait être trop recommandé de requérir les services de spécialistes locaux des sols : pédologues, agronomes, forestiers ou techniciens agricoles, qui sont toujours présents dans les administrations déconcentrées de l'Agriculture, les chambres d'agriculture, les écoles agricoles ou, plus rares, d'agronomie, et les instituts de recherches. Le sol est un milieu complexe dont l'appréhension fait appel à des connaissances diversifiées, qui ne sont pas partagées par tous, et rarement par les prestataires. Le recours à ces spécialistes, même sous forme de simples conseils ou validation d'échantillonnage, devrait éviter toute incohérence dans la désignation de sols de référence représentatifs des sols pollués.

Valeurs représentatives des concentrations

Le choix de valeurs représentatives des concentrations de polluants dans une zone d'exposition donnée se porte généralement en France sur la valeur maximale par application du principe de prudence. Cela se justifie par le fait que les points de prélèvement, et donc les valeurs de concentrations sont souvent peu nombreux et que des statistiques sont difficiles à construire. Il arrive quelquefois que ces valeurs maximales sont nettement plus élevées que leurs voisines et « tirent » de manière inconsidérée le risque vers le haut. La multiplication des points de prélèvement est a priori le seul moyen de diminuer l'influence des valeurs maximales par l'établissement de statistiques pertinentes, telles que la méthode de l'US-EPA. L'application de méthodes géostatistiques telles que les simulations conditionnelles (cf. § 3.2.3.3) peuvent également permettre de définir des probabilités de dépassement de valeurs critiques.

Prises en compte des familles chimiques (hydrocarbures)

La prise en considération de familles chimiques telles que les hydrocarbures totaux, hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures et leurs sous-fractions classées en fonction du nombre d'atomes de carbone ou équivalents entraîne d'une part des incertitudes liées à la quantification qui peuvent être difficilement réduites tant qu'une méthode normalisée n'est pas publiée. L'application à une sous-fraction d'hydrocarbures de la VTR d'une substance indicatrice (par exemple l'hexane) ou d'un mélange substitut (par exemple le white spirit) relève du principe de précaution d'autant plus que les VTR présentent souvent des facteurs d'incertitude (FI) très élevés. La non application dans ces conditions, de VTR dont le FI est nettement supérieur à 1000 peut être justifiée.

3.3 PARAMETRES LIES AUX POPULATIONS CIBLES : FACTEURS HUMAINS D'EXPOSITION

Les facteurs humains d'exposition se classent dans trois catégories principales :

- les facteurs physiques,
- les facteurs physiologiques,
- les facteurs liés aux comportements des populations-cibles.

En fait, ces facteurs ne sont pas indépendants, un jeune enfant présentera à la fois des caractéristiques physiques, physiologiques et comportementales différentes de celles d'un adulte. Dans une moindre mesure, les adultes masculins se distinguent de la même manière des adultes féminins. Aussi, la définition de sous population (homme, femmes, enfants, adultes, personnes âgées, etc.) sont généralement établies pour limiter les combinaisons possibles de facteurs. D'un autre côté, certains facteurs physiologiques sont liés au comportement : par exemple, l'exercice physique et le débit respiratoire.

3.3.1 FACTEURS HUMAINS PHYSIQUES ET PHYSIOLOGIQUES

3.3.1.1 La masse corporelle (ou poids corporel)

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

La masse corporelle, appelée le plus souvent « poids corporel », bien que ce terme soit incorrect du point de vue rigoureux de la physique¹⁴, varie selon de nombreux facteurs, en particulier l'âge et le sexe des individus mais également selon les déterminants génétiques et les conditions de vie (alimentation, activité physique générale, etc.) et de santé (maladies aiguës ou chroniques). La masse est déterminée par pesée et dans les enquêtes, elle peut être objectivement mesurée chez le sujet ou déclarée par celui-ci. Dans ce dernier cas, on observe le plus souvent une sous-estimation du poids, avec un écart généralement plus important chez les femmes (Tanguy et al, 2007).

Une étude relativement récente de l'InVS (Tanguy et al, 2007), sur la distribution des masses corporelles s'est basée sur l'enquête décennale santé de l'INSEE effectuée dans la population française en 2002-2003 avec un échantillon de plus de 37 000 individus dont 52 % de sexe féminin. Cette étude a montré que la distribution des masses sur l'ensemble de la population était bimodale et que, dans les différentes classes d'âge, la distribution paramétrique caractérisant le mieux la variabilité de la masse corporelle était la distribution log-normale. Ces résultats sont cohérents avec ceux des études sur la population américaine (US-EPA, 2011). La distribution log-normale s'ajuste cependant mal pour les dernières classes d'âge en France où l'on constate une diminution de la masse en fin de vie. Tous âges confondus, le poids moyen des Français est de 61 kg (écart type : 22 kg) et le poids médian de 64 kg. De manière générale, le poids des Français augmente d'abord rapidement avec l'âge, puis, entre 18 et 30 ans, il continue d'augmenter mais beaucoup plus lentement, il connaît ensuite de faibles variations autour de 65 kg chez les femmes, de 80 kg chez les hommes et de 70 kg pour l'ensemble de la population, puis commence à diminuer après 70 ans, la diminution s'accroissant après 80 ans.

Dans le cadre d'EQRS, la masse corporelle de l'adulte est généralement fixée à 70 kg. A l'origine, cette valeur est la masse médiane des américains pour les hommes et les femmes entre 18 et 75 ans, telle qu'établie par une étude réalisée en 1987 par le NCHS (National Center of Health Statistics). Les études récentes synthétisées par l'US-EPA montrent que la masse moyenne actuelle des américains est de 80 kg, et l'US-EPA recommande d'adopter cette valeur obtenue sur la période 1999 – 2006. Cependant, l'US-EPA rappelle que certaines valeurs toxicologiques de référence orales peuvent avoir été établies sur la base d'une masse corporelle humaine de 70 kg (dérivation de VTR inhalation, par exemple) et que, dans ce cas, il faudrait mettre en cohérence les résultats des fonctions doses-réponses avec le poids corporel choisi (US-EPA, 2011). Cependant, dans la plupart des cas, les VTR orales tirées d'études animales ou épidémiologiques sont données directement en mg/kg masse corporelle. L'étude InVS citée plus haut fournit des tableaux décrivant les masses corporelles par classe d'âge pour les hommes et les femmes, mais ne donne pas de valeurs représentatives de l'âge

¹⁴ La masse, exprimée en kilogramme (kg) est la quantité de matière qui compose un corps alors que le poids est la force qu'exerce la gravité sur ce corps. Le poids d'un corps, qui s'exprime en Newton, dépend donc de sa distance au centre de la Terre, il est plus faible à l'équateur et plus élevé aux pôles, mais il est vrai que la différence numérique est négligeable, d'autant plus que dans les études sanitaires, la précision ne descend généralement pas sous le kilogramme.

adulte exploitables pour les études de risques sanitaires. De plus, les auteurs français reconnaissent que compte tenu de l'évolution des comportements notamment, alimentaires, il n'est pas possible de conférer une période de validité à ces distributions (Tanguy et al, 2007).

La masse corporelle des enfants est une donnée souvent considérée en EQRS, en particulier en ce qui concerne l'exposition aux sols et aliments contaminés. Le guide MEDD pour la démarche d'interprétation de l'état des milieux (MEDD, 2007c) fixe la masse corporelle des enfants à la valeur conventionnelle de 15 kg. D'après l'étude InVS (Tanguy et al, 2007), cette valeur équivaut au poids corporel médian d'un enfant de 3 ans en France, la valeur moyenne étant de 15,5 kg. Dans la population américaine, on observe sensiblement les mêmes valeurs (US-EPA, 2011). Dans la démarche du guide MEDD, ce choix est cohérent car la durée d'exposition de l'enfant est estimée à 6 ans, la masse de 15 kg étant environ la moyenne entre la masse médiane de la classe 0-1 an (8 kg) et celle de la classe 5-6ans (20 kg).

Caractérisation des incertitudes liées à la masse corporelle

Type d'incertitude	Variabilité L'incertitude liée au poids est de type aléatoire (variabilité naturelle). La distribution des poids corporels est de type log-normal pour les différentes classes d'âge de chaque sexe.
Amplitude	Dans la population française : <ul style="list-style-type: none"> - adulte : valeur moyenne 61 kg, médiane 64 kg, écart type 22 kg. - enfant de 3 ans : valeur moyenne 15,5 kg, médiane 15 kg écart type 2,3 kg Ces valeurs sont très proches des valeurs recommandées OMS Indice d'amplitude calculé (arrondi) : 2 (poids de 70 kg adopté dans certaines études)
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) Surestimation ou sous-estimation de l'exposition, mais sous-estimation de l'exposition (= surestimation du poids) plus fréquente par adoption de la valeur 70 kg. Répercussion multiplicative (inversement proportionnelle) pour les indices de risque.
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendantes du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les poids corporels des adultes et enfants ont été utilisés dans 6 études. La masse corporelle de l'enfant a été fixée à 15 kg (indication du guide MEDD, tirée de la base CIBLEX) par 5 études et à 15,5 kg par une étude sur la base de Tanguy et al., 2007. La masse corporelle des adultes a été fixée à 70 kg (donnée ancienne US-EPA) par 3 études, à 60 kg (donnée Inserm et CIBLEX) par 2 études et à 61 kg par une étude (d'après Tanguy et al, 2007).

3.3.1.2 Débit respiratoire journalier

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

Le débit respiratoire journalier est une donnée indispensable à l'estimation de l'exposition par inhalation. Il s'agit du volume d'air inhalé en un jour (24 heures) par un individu. Cette variable dépend de l'âge, du sexe, du poids, de l'activité physique (pendant la journée), de l'état de santé et également des caractéristiques de l'air (pression, température, humidité). L'activité physique instantanée est en fait une grandeur déterminante du débit respiratoire : celui-ci dépendra donc des activités produites dans la journée : travail physique, exercice sportif, déplacement à pied, etc. Sa mesure directe ne peut donc se faire que sur la base de simulations des activités successives pratiquées par les individus avec des équipements de mesures portés par les individus. De telles expérimentations étant difficiles sur de

grande population et de longues périodes, il a été procédé à des études à plus petite échelle (échantillon et durées) à partir desquelles on a pu modéliser les estimations de débit en fonction de certains paramètres corporels et physiologiques, et pour un ensemble d'activités pratiquées : journée de travail, journée au repos, sommeil, etc. Dans la dernière décennie sont apparues des techniques isotopiques basées sur la mesure dans les urines de deux types d'eau marquée ($^2\text{H}_2\text{O}$ et H_2^{18}O) pré-ingérées¹⁵, qui ont permis des études sur un grand nombre d'individus, laissés libres d'effectuer leurs activités habituelles, et sur de longues périodes (2200 individus et 30 000 jours cumulés pour Brochu et al, 2006). C'est sur ce type d'études, a priori fiables, que l'US-EPA s'est basée pour définir ses recommandations en matière de débit respiratoire à long terme (sans prise en compte de l'activité, pour une exposition chronique) et à court terme (en prenant en compte l'activité, pour une exposition aiguë). D'après ces études, le débit respiratoire à long terme augmente depuis la naissance jusqu'à l'âge de 16 ans où il atteint environ $16 \text{ m}^3/\text{j}$ en moyenne, puis il se stabilise jusqu'à 60 ans pour connaître ensuite une légère décroissance jusqu'à la moyenne de $12 \text{ m}^3/\text{J}$ après 80 ans (US-EPA, 2001).

Dans le cadre d'EQRS, le débit respiratoire de l'adulte est conventionnellement fixé à $20 \text{ m}^3/\text{s}$. Cette valeur était recommandée autrefois (avant 1997) par l'US-EPA pour la population adulte sans détail d'âge. Dans sa dernière publication sur les facteurs d'exposition (US-EPA, 2011), l'US-EPA recommande de fractionner la population en classe d'âge et fournit des valeurs correspondantes en moyenne et en percentile 95 (P95). La valeur de $20 \text{ m}^3/\text{j}$ n'est en fait que légèrement inférieure au P95 des débits estimés entre 16 et 60 ans dans les recommandations US-EPA pour le long terme. L'US-EPA rappelle d'ailleurs à ce sujet que les P95 correspondent à des débits relativement extrêmes, non représentatifs de la moyenne, qu'il faut prendre avec précaution s'agissant d'exposition à long terme (US-EPA, 2011). Autrement dit, l'adoption de la valeur conventionnelle de $20 \text{ m}^3/\text{s}$ pour le débit respiratoire moyen entraîne une surestimation du risque à long terme. Il faut noter que dans la précédente édition du manuel des facteurs d'exposition (US-EPA, 1997), l'US-EPA recommandait déjà les valeurs moyennes suivantes d'estimation des débits :

- Adultes hommes : $15,2 \text{ m}^3/\text{j}$
- Adultes femmes : $11,3 \text{ m}^3/\text{j}$
- Enfant < 1 an : $4,5 \text{ m}^3/\text{j}$
- Enfant 1 - 12 ans : $8,7 \text{ m}^3/\text{j}$

L'élaboration de VTR inhalation à partir de données des études animales ou épidémiologiques en milieu professionnel utilise la valeur conventionnelle de $20 \text{ m}^3/\text{j}$ et l'adoption d'une nouvelle valeur nécessiterait donc une mise en cohérence avec la construction des valeurs toxicologiques.

Pour les enfants, le tableau des débits respiratoires à long terme de l'US-EPA donne des débits moyens variant de $5 \text{ m}^3/\text{j}$ (0-1 an) à $15 \text{ m}^3/\text{j}$ (11-16 ans) et les P95 respectifs de 9 à $22 \text{ m}^3/\text{j}$. Il faut noter que les débits respiratoires varient d'un facteur 3 entre les classes d'âge (0-1 an) et (11-16 ans) alors que les poids corporels varient d'un facteur 12, d'où une exposition a priori supérieure des enfants aux adultes pour une même concentration de polluants dans l'air.

L'US-EPA donne également, par intervalles d'âges, des valeurs recommandées de débits respiratoires à court terme (en l/mn) en fonction des activités. Pour la classe d'âge (21-30 ans), les valeurs moyennes varient de $4,2 \cdot 10^{-3} \text{ l/mn}$ (sommeil) à $5 \cdot 10^{-2} \text{ l/mn}$ (activité de haute intensité) soit un rapport de 12. Enfin, l'US-EPA, pour des études plus fines fournit des tableaux estimant le débit respiratoire en fonction du poids corporel et en fonction de l'exercice de certaines professions telles que les professions du bâtiment, de la sidérurgie ou du secteur hospitalier (US-EPA, 2011).

¹⁵ Le deutérium ^2H est rejeté uniquement avec l'eau des urines alors que l'oxygène lourd ^{18}O est rejeté avec l'eau des urines et sous forme de CO_2 exhalé. Par différence de dosage des deux éléments marqués, on peut estimer le CO_2 rejeté, dont on peut dériver le débit respiratoire.

Il n'a pas été identifié d'étude portant spécifiquement sur les débits respiratoires de la population française.

Caractérisation des incertitudes liées au débit respiratoire

Type d'incertitude	Variabilité L'incertitude liée au débit respiratoire est de type aléatoire (variabilité naturelle). Le débit respiratoire varie avec l'âge mais surtout avec l'activité.
Amplitude	Dans la population américaine, valeurs moyennes : <ul style="list-style-type: none"> - adulte homme : 15,2 m³/j, adulte femme : 11,3 m³/j - enfant de 1 à 12 ans : 8,7 m³/j Indice d'amplitude calculé (arrondi) : 2 (débit de 20 m ³ /j généralement utilisé)
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) surestimation de l'exposition plus fréquente par adoption d'une valeur supérieure 20 au lieu de 15 m ³ /j Répercussion multiplicative (proportionnelle) pour les indices de risque
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendante du site
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Le débit respiratoire a été utilisé et mentionné dans 2 études : l'une a pris la valeur conventionnelle de 20 m ³ /j pour les adultes, l'autre a choisi, d'après des données INERIS, les valeurs de 14 m ³ /j pour un adulte sédentaire, 32 m ³ /jour pour un travailleur et 16 m ³ /jour pour un enfant.

3.3.1.3 Surface corporelle et grandeurs dérivées

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

La surface corporelle intervient dans l'estimation du risque par contact cutané, avec un sol contaminé, par exemple. Le plus souvent, ce n'est pas la surface corporelle totale¹⁶ qui est utilisée mais la surface des parties du corps en contact avec le polluant, ou plus exactement avec le média pollué, telle que les mains d'enfant, par exemple. La surface des mains intervient également dans l'estimation de l'exposition par ingestion de sol ou de poussière, après contact main-bouche. Pour estimer ces dernières variables, on procède en deux étapes successives :

- détermination de la surface corporelle totale,
- détermination du pourcentage de la surface totale occupée par les parties du corps susceptibles d'être exposées, généralement : tête, mains, bras, pieds et jambes.

L'estimation de la surface corporelle totale se fait soit par mesures directes de certaines grandeurs corporelles en utilisant un logiciel de calcul de surface (triangulation) soit par l'utilisation d'algorithmes permettant de relier la surface corporelle à des paramètres simples tels que le poids et la taille. Une étude américaine portant sur 400 personnes (Burmester, 1998) a montré qu'il était possible d'obtenir une très bonne corrélation entre la surface corporelle totale et le seul poids corporel des individus hommes ou femmes, en considérant toutefois les valeurs logarithmiques des deux variables étant donnée la distribution log-normale du poids dans la population.

Dans sa dernière publication sur les facteurs d'exposition (US-EPA, 2011), l'US-EPA utilise un algorithme basé sur la taille et le poids corporel qu'elle applique à une enquête nationale portant sur environ 40 000 individus (National Health and Nutrition Examination Survey ou NHANES) réalisée en 2005-2006 pour décrire les valeurs moyennes et les P95 des surfaces corporelles de la population

¹⁶ En fait, la surface corporelle totale est utilisée pour estimer l'exposition cutanée aux contaminants contenue dans l'eau sanitaire lors des épisodes de bains et de douche, si cette eau sanitaire est polluée à la source (eaux de surface ou souterraine) ou lors de son transport dans des canalisations (par exemple, solvant chlorés diffusant à travers des tuyaux de PVC).

américaine par tranches d'âges et par sexe. Les valeurs moyennes varient de 1,92 m² (> 80 ans) à 2,15 m² (40-50 ans) chez les hommes adultes avec des P95 variant respectivement de 2,22 à 2,56 m². Chez les femmes adultes, les valeurs moyennes varient de 1,69 à 1,89 m² et les P95 de 1,98 à 2,38 m². Chez les enfants des deux sexes, les valeurs moyennes sont de 0,49 m² chez le nourrisson de moins de 1 mois et de 1,08 m² pour la classe (6-11 ans).

En France, une étude très récente (Sabaterie et al, 2013) s'est basée sur l'étude nationale nutrition santé (ENNS) de 2006 et des certificats de santé pédiatrique pour construire une distribution des surfaces corporelles par tranches d'âge (3 à 74 ans) et par sexe, avec moyennes, médianes, et de percentiles. A titre d'exemple, pour les hommes de 30 à 54 ans, la surface corporelle moyenne est de 1,94 m² et le P95 de 2,21 m². Ces valeurs sont donc inférieures aux moyennes américaines. La surface moyenne pour l'ensemble de la population française est de 1,83 m² et le P95 de 2,16 m². Il faut noter que les valeurs moyennes et médianes sont très proches. Les données ont été ajustées à une distribution log-normale pour en permettre une utilisation probabiliste par recours à la simulation de Monte-Carlo.

En ce qui concerne la surface relative des parties du corps chez les adultes, l'US-EPA garde les estimations basées sur des mesures directes qu'elle utilisait en 1985. D'après ces estimations, chez les hommes de plus de 21 ans, la tête représente en moyenne 6,6 % de la surface corporelle totale, les mains 5,2 %, les bras 15,2 %, les pieds 6,7 % et les jambes 33,1 %. Chez les femmes, les proportions respectives sont de 6,2 % pour la tête, 4, 8 % pour les mains, 12,8 % pour les bras, 6,6 % pour les pieds et 32,3 % pour les jambes (US-EPA, 2011). Chez les enfants, l'US-EPA utilise les résultats d'une étude récente réalisée par une équipe française du CIRC et de l'INSERM notamment, (Boniol et al, 2008) mais sur la base d'une étude américaine portant sur environ 1000 garçons et 1000 filles âgés de 2 à 18 ans dont la surface des différentes parties du corps a été calculée par modélisation informatique. Les résultats sont donnés par tranche d'âge. Par exemple, chez les enfants (filles et garçons) de 3 à 6 ans, la tête représente en moyenne 8 % de la surface corporelle totale et les mains 4,9 %. Les pourcentages sont appliqués aux surfaces corporelles déterminées d'après l'enquête NHANES 2005-2006 (cf. *supra*) pour obtenir les différentes surfaces des parties du corps dans l'ensemble de la population américaine en valeurs moyennes et P95, par tranche d'âge et par sexe (US-EPA, 2011).

Il n'a pas été identifié de données équivalentes pour la population française, mais à défaut, les proportions de surface des parties du corps (tête, bras, mains) déterminées dans la population américaine par l'US-EPA pourraient être appliquées aux surfaces corporelles françaises estimées dans l'étude récente (Sabaterie et al, 2013).

Caractérisation des incertitudes liées à la surface corporelle

Type d'incertitude	Variabilité L'incertitude liée à la surface corporelle est de type aléatoire (variabilité naturelle). La surface corporelle peut être prédite avec une bonne corrélation à partir de la taille et du poids corporels.
Amplitude	Dans la population française : population totale : moyenne 1,83 m ² , P95 : 2,16 m ² homme de 30 à 54 ans : moyenne 1,94 m ² , P95 : 2,21 m ² Indice d'amplitude calculé (arrondi) : 2 (utilisation de 2 m ² au lieu de 1,8 m ²)
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) surestimation de l'exposition plus fréquente par adoption d'une valeur supérieure (valeur américaine) Répercussion multiplicative (proportionnelle) pour les indices de risque.
Site-dépendance	Source d'incertitude indépendantes du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	La surface corporelle n'a pas été prise en compte dans aucune des études. L'exposition cutanée a été écartée à cause du manque de VTR spécifique et parce qu'elle est négligeable face à l'ingestion de sol (contact avec le sol) et à l'inhalation (contact avec les vapeurs).

3.3.1.4 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les facteurs humains d'exposition physiques et physiologiques

Les incertitudes relatives aux facteurs humains physiques et physiologiques sont de type aléatoire avec des fonctions de densité de probabilité relativement bien connues, tout au moins pour certaines populations comme la population américaine. La variabilité de ces facteurs, caractérisée par exemple entre la moyenne et le P95 des valeurs, est relativement faible au sein d'une même classe d'âge pour un même sexe. Même lorsqu'on ne tient pas compte du sexe et que l'on réduit les classes d'âge aux 2 catégories : adulte et enfant, cette variabilité demeure relativement modérée, surtout en regard des facteurs liés aux sites (échantillonnage, etc.). Certains facteurs, tels que la taille et le poids sont liés à la population et la réduction des incertitudes passera par une connaissance spécifique et actualisée des valeurs pour la population française (pour les sites français). D'autres facteurs tels que le débit respiratoire semblent moins spécifiques des zones géographiques et les valeurs connues chez d'autres populations pourront être appliquées, avec éventuellement un ajustement par la taille.

Bien que caractérisée par des masses corporelles différentes en moyenne ou percentiles, la séparation des deux sexes et la multiplication des classes d'âge (au-delà adulte/enfant) semblent rarement pratiquées par les évaluateurs français. Cette approche pourrait cependant être utilisée dans la conception d'un logiciel d'exposition qui serait validé par les autorités sanitaires, et mis à la disposition des prestataires. Cette démarche a été adoptée en Angleterre avec le logiciel CLEA (*Contaminated Land Exposure Assessment*) de l'*Environmental Agency*) qui a construit une distribution basée sur des enquêtes puis ajustée par un modèle mathématique.

3.3.2 FACTEURS HUMAINS COMPORTEMENTAUX

3.3.2.1 Fréquence d'exposition

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

La fréquence d'exposition est liée aux différentes activités des populations cibles qui les amènent à fréquenter ou non un lieu d'exposition, volontaire (consommation d'eau du robinet) ou involontaire, (inhalation de polluants de l'air). Elle intervient dans le calcul de l'indice de risque aussi bien pour les effets à seuil que sans seuil. Elle équivaut en fait à une « consommation » annuelle de polluant. Les exemples les plus courants sont la proportion de temps passé à l'intérieur de son logement, à l'intérieur de son lieu de travail, à l'extérieur de chez soi sur son lieu de vacance, à jouer dans le jardin pour les enfants, etc.

Les fréquences d'exposition sont le plus souvent déduites de statistiques permettant de définir le budget activité-temps-lieu (BATL) des populations répartis sur 24 heures. Il va de soi que le BATL varie d'un pays à l'autre, surtout si les cultures sont différentes, et même, à l'intérieur du pays, d'une région à l'autre (régions ensoleillées, régions pluvieuses) ou même selon le lieu de résidence (ville/campagnes). Elles varient également en fonction des individus, notamment de leur revenu, de leur âge, de leur état de santé, etc. Ces dernières variables peuvent être traitées statistiquement et présentées sous forme de moyennes, médianes ou percentiles.

L'Insee procède tous les dix ans à une enquête nationale Emploi du temps (EDT), la dernière ayant eu lieu en 2009-2010. Ce type d'enquête porte sur 12 000 ménages (dont 1000 outre-mer). Les unités géographiques métropolitaines sont les ZEAT (Zones d'Etude et d'Aménagement du Territoire), au nombre de huit : Région parisienne, Bassin parisien (Bourgogne, Centre, Champagne-Ardenne, Haute et Basse Normandie, Picardie) Nord, Est (Alsace, France Comté, Lorraine), Ouest (Bretagne, Pays de Loire, Poitou-Charentes), Sud-Ouest (Aquitaine, Limousin, Midi-Pyrénées), Centre-Est (Auvergne et Rhône-Alpes), Méditerranée (Languedoc-Roussillon, Provence-Alpes-Côte d'Azur, Corse). Les résultats sont disponibles gratuitement en ligne sur le site de l'Insee et présentés sous forme de moyennes pour chaque ZEAT, par type d'unité urbaine ou d'aire urbaine et également par tranche d'âge.

Des données plus détaillées peuvent être obtenues sous formes de fichiers de logiciel statistique (SAS, SPSS, STATA) auprès des Archives de Données Issues de la Statistique Publique (ADISP, sur le site du Centre Maurice Halbwachs (CMH), qui ont passé une convention avec l'Insee pour mettre les données gratuitement à la disposition des étudiants et des chercheurs. A partir des données détaillées il est donc a priori possible d'obtenir des percentiles de distribution.

Des écarts existent entre les données de l'EDT et la réalité du site, d'autant plus que les populations exposées sont souvent des populations futures, installées postérieurement à la réhabilitation du site. La réduction des écarts se fera en travaillant sur la ZEAT du site ou le type d'unité urbaine, et en choisissant si possible des percentiles de distribution cohérents avec les spécificités du site (présence d'une forêt, de la mer, etc.) et en menant éventuellement une enquête parmi la population alentour.

Les enfants de moins de 11 ans sont exclus de l'enquête EDT et les informations manquent donc au niveau français sur cette tranche de la population. Des données de l'Insee ou d'autres institutions sont cependant exploitables. Le guide du MEDD sur la démarche IEM (MEDD, 2007c) fixe à 300 par an le nombre de jours pendant lesquels un enfant de moins de 6 ans fréquente un jardin. Il semble a priori que cette valeur par défaut se situe dans les percentiles hauts de la distribution. Sur des enfants scolarisés, il semble cependant relativement aisé de reconstituer des emplois du temps sur la base du calendrier scolaire et d'hypothèses simples.

Caractérisation des incertitudes liées à la fréquence d'exposition

Type d'incertitude	Ignorance L'incertitude liée à la fréquence d'exposition est à la fois épistémique (contraintes fixées par les conditions de travail) et aléatoire (choix personnel des ménages, niveau socio-économique).
Amplitude	Non connue, pour la population générale, mais tendance à adopter des valeurs majorantes par défaut (365 J/an). Indice d'amplitude calculé (arrondi) : 2 (365 au lieu de 220 j/an)
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) surestimation de l'exposition plus fréquente par adoption de valeurs majorantes par défaut Répercussion multiplicative (proportionnelle) pour les indices de risque (ingestion de sol, inhalation, etc.).
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendante du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les fréquences d'exposition ont été définies dans 7 études. L'une de ces études a adopté la valeur maximale de 365 j/an, une autre la valeur de 300 j/an indiquée par la guide MEDD et une troisième étude a retenu la valeur de 220 j/an (« hypothèse majorante »). Pour les autres études, les fréquences ont été construites de manière transparente selon les scénarios (adultes et enfants résidents, employés de bureau, employés d'un cimetière adjacent, etc.) et les modes d'exposition étudiés (inhalation intérieure et extérieure, ingestion sols et poussières intérieures).

3.3.2.2 Durée d'exposition

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

La durée d'exposition est liée à la période pendant laquelle l'exposition peut survenir de manière continue ou intermittente. Elle est généralement liée à la durée de résidence en un lieu donné soumis à l'influence des sources de pollution étudiées. Elle n'intervient que dans le calcul de l'indice de risque des effets sans seuil, étant donné que les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR sans seuil) sont données pour une durée d'exposition « vie entière », durée conventionnellement fixée à 70 ans.

La durée d'exposition est généralement liée au temps de résidence des populations sur un lieu donné, ou plutôt dans une zone donnée. Elle est limitée par la durée de vie des populations. La durée de résidence en France est renseignée par des études spécifiques et par les données des enquêtes Logement de l'Insee, réalisés tous les 4 ou 5 ans) qui fournissent les taux de mobilité, c'est-à-dire la proportion de ménage ayant déménagés au moins une fois entre deux enquêtes successives. Par exemple, le site de l'Insee donne un taux de mobilité de 31 % sur 4 ans (entre 2002 et 2006). Si les taux de déménagement sont restés constant pendant la période, la durée moyenne de résidence est de $31/4 = 8$ ans. En 1988, une enquête transversale du Ministère du logement (cité par Courgeau et al., 1999), donnait une durée de résidence moyenne proche de 10 ans.

Une enquête longitudinale basée sur les fichiers EDF (Courgeau et al., 1999), donnait pour la cohorte installée dans son logement en 1993, une durée de résidence médiane (P50) d'environ 3 ans, avec P75 = 10 ans, P90 = 33 ans et P95 = 71 ans.

La durée de vie conventionnelle de 70 ans n'est pas utilisée numériquement dans la construction des VTR pour les effets sans seuil (ni avec seuil) élaborées par l'US-EPA (US-EPA, 2011) ni a priori par les autres institutions de référence : ces VTR sont données pour une exposition « vie entière »¹⁷ La prise

¹⁷ Cette notion de « vie entière » vient du fait que les études princeps sur lesquelles se fondent les VTR sont des études animales sur la durée de vie entière (par exemple : 2 ans pour le rat) ou des études épidémiologiques de cohortes où les individus cibles sont suivis toute leur vie après l'exposition.

en compte d'une durée de vie plus longue ne nécessite donc pas de modification des VTR. Cependant, le risque sans seuil étant considéré comme proportionnel à la dose, il est cohérent, si la durée d'exposition est inférieure à 70 ans, que soit introduit un facteur de correction égal à la durée d'exposition divisée par la durée de vie entière (conventionnellement 70 ans) dans le calcul de l'indice de risque (excès de risque individuel).

L'espérance de vie à la naissance en France (ainsi qu'aux Etats-Unis et les pays de l'OCDE) dépasse depuis longtemps cette valeur : pour l'année 2012, l'Ined (Institut National l'Etudes Démographiques) prévoit une espérance de 78,5 ans chez les hommes et 84,9 ans chez les femmes (données disponibles sur le site : http://www.ined.fr/fr/france/mortalite_causes_deces/esperance_vie/). Cependant, ce dépassement n'est généralement pas intégré dans le facteur de correction du calcul de risque.

Sans présager de la durée réelle d'exposition des populations cibles, le guide du MEDD sur la démarche IEM (MEDD, 2007c) fixe à 70 ans la durée d'exposition à prendre en compte pour les substances sans seuil d'effet. Aucun facteur correctif n'est donc appliqué au calcul de risque dans la démarche IEM.

Caractérisation des incertitudes liées à la durée d'exposition

Type d'incertitude	Ignorance L'incertitude liée à la durée d'exposition de type épistémique (ignorance) mais sa valeur maximale est égale à la durée de vie entière, soumise à variabilité et fixée conventionnellement à 70 ans mais en réalité égale à 78 ans chez les hommes et 85 ans chez les femmes en 2012.
Amplitude	En France, en 1999, la durée moyenne de résidence : 8 ans, médiane 3 ans, P90 : 33 ans, P95 : 71 ans. Tendance à adopter des valeurs majorantes par défaut (70 ans). Indice d'amplitude calculé (arrondi) : 2 (70 au lieu de 33 ans)
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) surestimation de l'exposition plus fréquente par adoption de valeurs majorantes par défaut Répercussion multiplicative (proportionnelle) pour les indices de risque (ingestion de sol, inhalation, etc.).
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendante du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les durées d'exposition ont été définies dans 8 études. Pour l'enfant, la durée de 6 ans a toujours été choisie conformément au guide MEDD. Pour l'adulte résident, la durée d'exposition prend la valeur de 64 ans (1 étude) et de 30 ans (1 étude), pour l'adulte travailleur, les valeurs de 42 ans (1 étude), 40 ans (3 études) et 24 (1 étude). La durée de vie entière est prise égale à 70 ans dans les 6 études.

3.3.2.3 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les facteurs humains d'exposition comportementaux

Les observations faites sur l'amplitude des facteurs humains physiques et physiologiques s'appliquent aux facteurs comportementaux. On notera cependant que les facteurs comportementaux sont :

- spécifiques des pays, voire des régions ce qui rend nécessaire des données géographiques spécifiques pour la diminution des incertitudes,
- susceptibles d'évoluer dans le temps, d'où l'importance de travailler avec des données actualisées, voire des projections de tendances, lorsque l'on se préoccupe des populations futures.

La disponibilité de bases de données actualisées et facilement accessibles conditionne donc la réduction des incertitudes, la réalisation d'études spécifiques fiables étant généralement longue et coûteuse.

3.4 PARAMETRES LIES AUX CONTACTS DES POPULATIONS CIBLES AVEC LES MILIEUX POTENTIELLEMENT POLLUES

3.4.1 QUANTITES DE TERRE ET DE POUSSIÈRES INGÉREES

3.4.1.1 Etat de l'art

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

L'ingestion directe de terre et de poussières constitue l'un des modes d'exposition les plus déterminants du risque sanitaire liés aux SSP, notamment chez les jeunes enfants, qui sont les plus exposés de part leurs activités (jeux dans les jardins ou sur le sol des habitations, etc.) et leur comportement particulier (mains fréquemment portées à la bouche). Il est rappelé qu'il existe des comportements pathologiques de consommation excessive de terre et autres matières non alimentaires (peinture, plâtre) appelés « pica » ou « géophagie » qui peuvent entraîner une consommation supérieure à plusieurs grammes par jour. Ces comportements ne sont pas pris en compte dans ce qui suit.

Deux approches méthodologiques sont développées pour l'estimation des quantités de terre (terre « en place » des jardins, des aires de jeux, etc.) et de poussières (fragments de matières solides déposées sur les surfaces par gravité, déplacement de l'air, transport depuis l'extérieur par les chaussures ou autres) :

- Les approches directes par détermination des quantités de matières présentes sur les mains, la surface des mains, la fréquence et la durée des contacts mains-bouches. Ces approches sont basées sur des analyses d'enregistrements vidéo d'enfants dans diverses situations (jeux extérieurs, jeux intérieurs, etc.). Ces approches montrent l'inconvénient d'un manque de précision quant à la détermination des quantités de terre/poussières ingérées (fortes incertitudes sur les quantités de matière adhérentes aux mains). Leurs résultats montrent de fortes variations. De plus, elles sont réalisées sur des durées de temps limitées, difficiles à extrapoler à des estimations chroniques.
- Les approches indirectes par utilisation de traceurs inertes (généralement métaux ou métalloïdes) présents dans les sols dont on établit le bilan massique en calculant la différence entre la quantité entrante (alimentation, boisson, pâte dentifrice, etc.) et la quantité sortante dans les selles et éventuellement les urines. Les traceurs les plus communément utilisés sont l'aluminium, le silicium, le zirconium, le titane et l'yttrium, mais également le caesium, le néodyme, le lanthane¹⁸. Le principal inconvénient de ces méthodes est de ne pas pouvoir distinguer l'ingestion de terre (extérieur) de celles de poussières (intérieures).

En France, un groupe de travail (GT) s'est réuni de 2007 à 2009 dont l'un des objectifs était de « proposer une valeur ou une distribution de valeurs numériques pour décrire la quantité de terre et de poussières ingérée pour l'enfant (hors pica et géophagie) ». Les résultats des travaux de ce groupe de travail ont été publiés sous l'égide de l'InVS et de l'INERIS en septembre 2012 (InVS et INERIS, 2012).

Après une revue détaillée de l'ensemble des publications parues sur le sujet, le GT est parvenu aux conclusions suivantes :

- Les études basées sur les traceurs présentent un meilleur bilan avantage/inconvénient que celles sur les contacts mains-bouche,
- Les quantités de terre ingérées sont influencées par :

¹⁸ On applique généralement la méthode du traceur limitant qui admet que la quantité maximale de sol ingéré ne peut dépasser la quantité la plus faible parmi celles données par les différents traceurs (US-EPA, 2011).

- le sexe : ingestion plus élevée chez les filles,
 - l'âge : ingestion maximale entre 1 et 2 ans,
 - les conditions climatiques et la saisonnalité : ingestion plus élevée pendant l'été,
 - le lieu de résidence et le type d'habitat : appartement, maison avec jardin, camping, etc.,
 - les caractéristiques sociodémographiques : niveau éducatif, revenu des parents, etc.
- Parmi les différentes études, la ré-analyse par Stanek (Stanek et al., 2001b) des résultats d'une étude américaine sur le site pollué d'Anaconda dans le Montana, portant sur 64 enfants de moins de 6 ans suivis pendant 7 jours avec 8 traceurs (Calabrese et al., 1997), donne les résultats les plus valides. Cette ré-analyse a permis d'estimer la distribution à long terme des ingestions de terre par les enfants en caractérisant l'incertitude liée à la variabilité entre individus, entre traceurs et entre jours de suivi par l'utilisation d'un modèle statistique et la méthode du Bootstrap (création de répliques de distribution par tirages aléatoires avec remises).

La ré-analyse (Stanek et al., 2001a et 2001b) fournit une distribution détaillée (P1 à P99) des quantités de terre et de poussières ingérées (Dor et al., 2012). La médiane est de 24 mg/j, la moyenne de 31 mg/j, le P95 de 91 mg/j et la valeur maximale de 137 mg/j. Le GT InVS/INERIS recommande d'utiliser cette distribution pour l'exposition chronique des enfants de moins de 6 ans dans les EQRS. L'utilisation peut se faire par une approche déterministe basée sur des valeurs ponctuelles (moyenne, médiane ou P95) ou par une approche probabiliste, en ajustant par exemple cette distribution par une distribution log-normale bornée à 200 mg/j puis en recalculant les caractéristiques : moyenne arithmétique = 33 mg/j, médiane = 26 mg/j et P95 = 87 mg/j.

Pour les expositions court-terme, le GT propose, en se basant sur diverses études de traceurs, une approche possibiliste avec l'intervalle 0 – 350 mg/j, comme étendue des valeurs possibles (support) et l'intervalle 23 – 100 mg/j comme étendue des valeurs vraisemblables (noyau).

Le dernier rapport de l'US-EPA sur les facteurs d'exposition (US-EPA, 2011) n'est pas cité dans le rapport du GT qui a cessé son activité en octobre 2009 (INVS et INERIS, 2012). Le rapport de l'US-EPA analyse les mêmes études que celles citées par le rapport du GT avec en plus :

- une étude (Hogan et al., 1998) qui se base sur les niveaux de plomb dans le sang de 478 enfants de 6 mois à 7 ans répartis sur des sites américains potentiellement pollués par le plomb. Ces niveaux sont comparés à ceux prédits par un modèle bio-cinétique intégré d'exposition et d'absorption (IEUBK) et confirme, du fait des faibles écarts mesurés, que les valeurs d'ingestion par défaut fixés par le modèle (50 mg/j de terre et 60 mg/j de poussière) correspondent vraisemblablement à des tendances centrales.
- une étude (Gavrelis et al., 2011) sur la prévalence de la consommation de matières non alimentaires (terre, poussières, peinture, plâtre, etc.) par les américains, qui serait, pour la période 1976-1980 de 1,1% dans la population générale et de 12 % chez les enfants de 1 à 3 ans. Cette prévalence est près de 3 fois plus importante dans la population noire et négativement corrélée au revenu des familles.
- une étude (Özkaynak et al., 2011) estimant les quantités de terre et poussières ingérées en utilisant le modèle d'exposition multimédia probabiliste SHED de l'US-EPA et en comparant les résultats avec ceux des études avec traceurs. Le modèle SHED permet de créer une population simulée en jouant sur la variabilité des modes et scénarios d'exposition. Une population simulée de 1000 individus a été ainsi créée pour ensuite réaliser une analyse de sensibilité et d'incertitude. Le modèle prédit une distribution des ingestions de terre et poussières avec une moyenne de 68 mg/j dont 60 % de terre, 30 % de poussières (intérieures) adhérentes aux doigts et 10 % de poussières adhérentes aux objets. Les auteurs constatent que ces résultats ne sont pas éloignés de ceux trouvés par les études avec traceurs.

Après avoir comparé et discuté les résultats des études pertinentes et constaté qu'ils sont relativement convergents, l'US-EPA (2011) base ses recommandations pour les tendances centrales de terre et poussières ingérés sur les résultats de l'étude basée sur la plombémie des enfants (Hogan et al., 1998, cf. *supra*) et, pour les adultes, sur une étude de traceurs (Davys et Miric, 2006):

- enfants de 6 semaines à 1 an : 30 mg/j de terre, 30 mg/j de poussières, 60 mg/j terre + poussières
- enfants de 6 à 21 ans : 50 mg/terre, 60 mg/j de poussières, 100 mg/j terre + poussières
- adultes : 20 mg/terre, 30 mg/j de poussières, 50 mg/j terre + poussières

Pour les enfants de 3 à 6 ans, considérés comme les plus à risque, l'US-EPA recommande une estimation haute (P95) basée sur les résultats de l'étude de modélisation (Özkaynak et al., 2011) et de d'une étude de traceur (Stanek et Calabrese, 1995) qui convergent vers la valeur arrondie de 200 mg/j de terre, 100 mg/j de poussières et 200 mg de terre + poussières (US-EPA, 2011).

Un facteur d'intérêt est la contribution du sol extérieur à la constitution des poussières intérieures, ou plus exactement le rapport entre la concentration d'un polluant dans le sol extérieur et la concentration de ce polluant dans les poussières intérieures. Ce rapport est estimé à 0,7 pour le plomb et l'arsenic dans une publication récente (Bacigalupo et Hale, 2012), sur la base de la valeur par défaut du modèle IEUBK de l'US-EPA, elle-même tirée de la pente d'une régression linéaire entre les concentrations des compartiments sol, air, poussières intérieures, dans des sites où le sol était le principal contributeur aux poussières intérieures. Le coefficient de 0,7 peut être donc considéré comme une estimation haute. Si on applique ce coefficient, 30 g/j de poussières consommées par un adulte équivalent, pour l'exposition au Pb ou As, à environ 20 g/j de sol. En principe, les études avec traceurs prennent en compte l'ingestion de terre provenant des sols extérieurs et des poussières intérieures et rendent donc inutiles ces considérations, sauf dans des situations particulières, par exemple, des habitations situées près d'un terrain pollué interdit au public, dont les poussières seraient donc influencées par le sols pollué.

Dans les EQRS françaises, la valeur choisie est généralement de 100 mg/j, parfois 150 mg/j. D'autres valeurs plus élevées ou plus faibles (de 20 à 200 mg/j) peuvent cependant être prises en compte (Dor et al, 2012). Le guide du MEDD sur la démarche IEM (MEDD, 2007c) fixe à 100 mg/j la quantité de terre ingérée par un enfant les jours où il fréquente un jardin, ce nombre de jours étant lui-même fixé à 300/an.

Parmi les valeurs recommandées (tendances centrales) de quantités de terre (seule) ingéré dans les autres pays, on peut citer, d'après (InVS et INERIS., 2012) :

- au Canada : 35 mg/j pour < 6 mois ; 50 mg/j pour 6 mois – 5 ans ; 35 mg/j pour 6 – 12 ans et 20 mg/j pour > 12 ans :
- au Pays-Bas : 100 mg/j pour 0 – 6 ans :
- en Australie : 10 mg/j pour 1 – 5 ans, 50 mg/j pour > 5 ans
- en Angleterre (modèle CLEA) : 100 mg/j, 180 j/an pour 0 – 1 an et 365 j/an pour 1 – 16 ans

Le Tableau 3.2 décrit les taux moyens d'ingestion de sol utilisés par certains modèles européens et montre une grande variabilité de ces taux : de 40 à 1000 mg/j pour les enfants, 1 à 100 pour les adultes en milieu résidentiel et de 1 à 50 pour les sites industriels (RIVM, 2002). **Il est cependant important de préciser que certaines de ces données, parfois très majorantes, sont actuellement obsolètes et ne peuvent être utilisées dans les évaluations de risque sanitaires de SSP.**

Tableau 3.2: Taux d'ingestion moyen de sol (mg/jour) adoptés dans divers modèles européens (d'après RIVM, 2002)

Modèle	Pays d'origine	Ingestion de sol par enfant site résidentiel	Ingestion de sol par adulte site résidentiel	Ingestion de sol par adulte site industriel
CETOX-h	Danemark	1000 (*)	25	25
CSOIL 8.0	Pays-Bas	150	50	50
LUR	Espagne (Pays Basque)	200	n.d.	50
NICOLE	Europe communautaire	40	1	1
Sans nom	Suède	150	50	18
ROME 01	Italie	200	100	50
Vlier-h	Belgique	50	20	35

(*) cette estimation exagérément élevée n'est plus utilisée aujourd'hui dans les études sanitaire

Caractérisation des incertitudes liées à la quantité de terre ingérée

Type d'incertitude	Ignorance L'incertitude liée à la quantité de terre ingérée quotidiennement est de type aléatoire (variabilité naturelle) pour une population et un site donnés. Mais elle dépend également des conditions climatiques et des caractéristiques socio-économiques, qui font que sa variabilité est difficile à paramétrer.
Amplitude	Dans une étude américaine sur enfants de moins de 6 ans : <ul style="list-style-type: none"> - médiane : 24 mg/j, - moyenne : 31 mg/j, - P95 : 91 mg/j et la maximale : 137 mg/j Les données pour l'adulte sont mal documentées peu précises. Indice d'amplitude proposé par jugement d'expert : 5 (chez l'enfant : 150 mg/j par défaut au lieu de 91 mg/j, incertitude élevées chez l'adultes)
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) surestimation de l'exposition plus fréquente par adoption de valeurs majorantes par défaut Répercussion multiplicative (proportionnelle) pour les indices de risque (ingestion de terre)
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendante du site ;
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les quantités de terre ingérées ont été utilisées dans 4 études qui ont toute adopté la dose de 50 mg/j pour l'adulte (donnée US-EPA) en milieu extérieur. Pour l'enfant, 2 études ont choisi la valeur de 150 mg/j et la troisième la valeur de 240 mg/j sur la base d'une dose de 10 mg/h donnée par l'InVS multiplié par le temps de présence dans un jardin. Cette dose n'est bien sûr pas considérée comme une moyenne annuelle mais comme une donnée à multiplier par le nombre et la durée des événements de contact entre l'enfant et le sol.

3.4.1.2 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les quantités de sols et poussières ingérés

L'estimation des quantités de terre et de poussières ingérées reste une grandeur déterminante de l'évaluation de risque dans le contexte des SSP car les risques générés par cette voie d'exposition, notamment chez les enfants sont souvent prédominants. C'est pourquoi les incertitudes associées à ces quantités font l'objet de beaucoup d'attention.

La première source d'incertitude réside dans le type de méthodes utilisées pour l'estimation : méthode directe pour la quantification des contacts main-bouche ou méthodes indirectes par l'utilisation de traceurs. Si ces dernières méthodes sont en général préférées, notamment par le groupe de travail français (INERIS-INVS, 2012), leur résultats n'en demeurent pas moins dépendants des sites d'étude. En effet, la quantité de terre ingérée est liée à l'adhésivité du sol, elle-même liée à la granulométrie (Ruby et Lowney, 2012), les particules les plus fines (argiles, limons) adhérant globalement plus que les particules grossières (sables). Ce pouvoir adhésif n'est pas pris en compte dans les études de traceurs étant donné que ceux-ci sont censés être répartis de manière homogène dans tous les compartiments du sol (Dor et al, 2012). Donc, si l'on suppose que les enfants des différentes études princeps ont le même comportement vis-à-vis des contacts main-bouche que ceux de la population cible d'une étude de sols pollués, les quantités de terre ingérées dépendent de la nature du sol, et notamment de la granulométrie. L'ajustement des quantités de terre ingérées fournies par la littérature à la nature spécifique des sols étudiés n'est cependant pas facile car aucune liaison directe entre la granulométrie et l'adhésivité n'a été établie a priori. Des études ont cependant montré que la fraction la plus adhérente serait la fraction inférieure à 45 µm (Ruby et Lowney, 2012), ce qui correspond en pédologie aux limons et aux argiles¹⁹.

Pour mémoire, il faut également signaler que les agronomes ont développé pour les sols agricoles un test d'adhésivité et un point d'adhésivité :

- le test d'adhésivité consiste à porter différents échantillons d'une même terre à des humidités différentes et, après pétrissage, appliquer une spatule de nickel pour pouvoir évaluer à partir de quelle humidité la terre adhère à l'objet mis à son contact (Lozet et Mathieu, 1986),
- le point d'adhésivité est la quantité d'eau minimale pour laquelle un échantillon de terre, quand on l'applique à une surface de porcelaine ou d'acier lisse, commence à laisser une trace boueuse sur cet objet lorsqu'on le détache (Lozet et Mathieu, 1986)

Ces test et indice, conçus pour estimer l'adhérence des terres agricoles aux instruments aratoires, pourraient peut-être être dérivés à des fins d'écologie, en remplaçant la surface de contact inerte par une surface plus proche de la peau, mais il s'agit d'un travail de recherche à moyen terme.

Une autre conséquence de ces considérations est la représentativité des concentrations de polluants « sol total » par rapport à la fraction fine qui sera préférentiellement ingérée. Cette source d'erreur peut être néanmoins atténuée car les éléments polluants sont plus concentrés dans les fractions fines que les fractions grossières. Cette hypothèse n'est pas infondée étant donné que les particules adsorbantes (colloïdes humiques et argileux) sont concentrées dans les fractions fines. Elle est d'ailleurs confirmée, en particulier pour les HAP, dans un article récent (Ruby et Lowney, 2012). Dans ce même article, une publication est citée montrant que la biodisponibilité des HAP est plus élevée dans les fractions fines. Cependant dans ces derniers travaux, (Ruby et Lowney, 2012), les fractions fines et grossières sont désignées respectivement par < 45 µm et par < 1000 µm (et non, par exemple 0-45 et 45-1000 µm). Il n'est donc pas possible de savoir si la biodisponibilité n'est pas une simple conséquence de la répartition des polluants.

En laissant de côté ces considérations, importantes, et en revenant aux simples estimations de quantités de terre ingérées, on constate au vu des travaux les plus récents **une tendance à la diminuer les estimations de quantités ingérées**, au moins pour les expositions à long terme, qui sont les plus utilisées en évaluation de risque. Par exemple, le P90 de la distribution recommandée par le groupe de travail français pour l'exposition long terme (Dor et al, 2012) est d'environ 68 mg/j, ce qui est moins de la moitié des 150 mg/j parfois utilisés dans les études de SSP. Cependant, le groupe de travail recommande une approche probabiliste basée sur la distribution de probabilité (exposition long terme) ou de possibilité (exposition court terme). Ces approches permettraient de montrer l'ensemble

¹⁹ Le terme argile en pédologie correspond à une classe granulométrique alors qu'en géologie, il correspond à une famille de minéraux (silicates d'alumine hydratés).

des possibles plutôt que des valeurs maximisantes généralement issues de l'application du principe de prudence. L'utilisation de l'approche hybride (HyRisk) développée par le BRGM (Guyonnet, 2005, cf. § 1.2.4) permettrait de prendre en compte d'autres variables décrites par des probabilités ou des possibilités.

3.4.2 DONNEES DE CONSOMMATION ALIMENTAIRE

Les données de consommation alimentaires sont nécessaires dans les études de risque sanitaire de sols pollués à cause des possibilités de transfert des polluants du sol :

- vers les eaux de surface et souterraines, potentiellement utilisées pour la production d'eau potable,
- vers les denrées alimentaires, végétales et animales, produites dans les zones d'influence des sites, plus particulièrement celles qui sont consommées sur place, par les producteurs non professionnels²⁰ eux-mêmes ou les personnes de leur entourage à qui ils cèdent de manière régulière une partie de leur production.

Dans le premier cas, l'impact sanitaire pourra concerner une population indiscriminée résidant relativement loin du site, dans toute la zone de desserte du centre de production d'eau potable potentiellement pollué, dans le second cas, sauf cas particulier, ce sont les populations locales productrices et consommatrices de denrées (propriétaire/utilisateurs de jardins et leurs proches) qui seront principalement exposées.

3.4.2.1 Eau de boisson

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

La démarche d'interprétation de l'état des milieux (IEM), telle que décrite dans le guide du MEDD (MEDD, 2007c), prévoit pour l'eau potable, de simplement vérifier la conformité avec la réglementation. Pour le cas de toxiques avérés ne faisant pas l'objet de la réglementation sur la qualité de l'eau de boisson (cobalt, par exemple), des scénarios d'exposition simples, basés sur les taux de consommation de l'OMS par exemple, peuvent être construits pour démontrer l'innocuité des concentrations mesurées (Franck Marot, ADEME, communication personnelle). Dans le cadre d'une démarche plus avancée telle que l'Analyse des Risques Résiduels (ARR), par exemple, la consommation d'eau de boisson peut intervenir dans le calcul des indices de risque.

La consommation d'eau de boisson est fixée conventionnellement à 2 litres par jour et par personne par les institutions sanitaires telles que l'OMS. Cette valeur correspond environ au P90 de la distribution des consommations d'eau de boisson de la population américaine, tous âges confondus, dans les années 1990 (US-EPA, 1997). Dans ses dernières recommandations (US-EPA, 2011), l'US-EPA propose une distribution par classe d'âges des consommations pour la population générale et pour la population consommant exclusivement de l'eau du robinet comme eau de boisson. Chez les adultes de plus de 21 ans, les consommations moyennes sont de 1 litre par jour pour la population générale et 1,2 litres par jour pour la population « exclusive » et les P95 sont d'environ 3 litres par jour pour les deux populations. Pour les enfants de 3 à 6 ans, la consommation dans la population générale est de 0,33 litres par jour en moyenne avec un P95 de 0,96 litre par jour. L'US-EPA propose également des valeurs pour les femmes enceintes et les femmes allaitantes.

²⁰ Par producteur non-professionnel, l'on entend des personnes cultivant des végétaux dans un but non-formellement commercial. Un agriculteur qui cultive un jardin pour sa consommation privée est, vis-à-vis de ces produits de jardinage, un producteur non-professionnel. Les végétaux produits de manière professionnelle entrent généralement dans des circuits de commercialisation où ils sont mélangés à des productions d'autres sites. Les consommateurs de ces produits sont donc a priori moins exposés aux produits potentiellement contaminés par le site étudié. Les ventes directes locales sont possibles, mais il est difficile de connaître la part d'approvisionnement des consommateurs auprès de producteurs situés dans la zone d'influence du site étudié.

En Europe, l'EFSA (Agence Européenne pour la Sécurité Alimentaire) publie sur son site la base de donnée Datexfood décrivant, sous forme de tableau Excel, les données de consommations alimentaires de différents pays de l'Union Européenne, sous formes de moyennes, écarts-types, médianes, P05, P10, P95, P97,5 et P99. Pour la France, les données viennent de l'étude INCA 2 (étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires), réalisée en 2005-2006 sous l'égide de l'AFSSA. L'étude INCA2 a porté sur 2624 adultes et 1455 enfants (3 à 17 ans) de France métropolitaine. Les sujets étaient interrogés sur leurs consommations alimentaires sur les 7 jours précédant l'enquête. La base de données donne les consommations d'eau du robinet, de cafés, d'autres boissons chaudes et de soupes et bouillons. Avec ces données, il est donc possible de connaître la consommation totale d'eau du robinet. Par exemple, pour la somme [eau du robinet + cafés et boissons chaudes + soupes], la consommation individuelle moyenne est 0,6 litre par jour, la médiane de 0,4 litre par jour, le P95 de 2 litres par jour et le P99 de 3 litres par jour (valeurs arrondies). La part de l'eau du robinet consommée seule est d'environ 50 %, ce qui réduit la part d'influence des conditions climatiques prévalentes. Chez les enfants, la part de l'eau (robinet et embouteillée) dans la ration est sensiblement voisine de celles des adultes. Par contre la part du lait et des boissons sucrées est plus importante. Chez les adultes, le lait est progressivement remplacé par le café (fait a priori avec de l'eau du robinet). Pour les enfants, l'eau utilisée pour les biberons et la boisson peut provenir du robinet ou de bouteille, cette dernière source étant généralement privilégiée pour des raisons de précaution de la part des parents, bien que le niveau socio-économique soit probablement déterminant dans ce comportement.

Des disparités inter-régionales dans la consommation d'eau du robinet avaient été montrées sur la base de l'étude INCA1 (Beaudeau et al., 2003) avec une consommation d'eau significativement plus élevées dans le sud-ouest et sud-est par rapport au nord.

En conclusion, l'adoption d'une consommation (alimentaire) d'eau du robinet de 2 litres par jour est une estimation haute, mais raisonnable de la consommation réelle de la population française.

Caractérisation des incertitudes liées à la consommation d'eau de boisson

Type d'incertitude	Variabilité L'incertitude liée à la consommation d'eau de boisson est aléatoire chez les personnes d'une même classe d'âge.
Amplitude	Etude INCA2 (2005-2006) dans la population française : consommation moyenne 0,6 l/j, médiane : 0,4 l/j, P95 : 2 l/j et P99 : 3 l/j. Des disparités existent cependant entre les régions françaises. Données rares chez l'enfant. Indice d'amplitude calculé : 2 (valeur généralement adoptée 2L/j égale à la valeur réelle P95 de la population française, données variables chez l'enfant)
Tendance et répercussion sur la décision	((+/-)) peu d'influence sur l'estimation du risque chez l'adulte (cf. ci-dessus) Tendance inconnue chez l'enfant. Répercussion multiplicative (proportionnelle) pour les indices de risque (ingestion d'eau).
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendante du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	La consommation d'eau du robinet n'est prise en compte dans aucune étude, car les ressources exploitées pour sa production n'étaient pas estimées menacées par la pollution des sites. .

3.4.2.2 Denrées alimentaires autoproduites (plantes potagères)

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

La démarche d'interprétation de l'état des milieux (IEM), telle que décrite dans le guide du MEDD (MEDD, 2007c), prévoit pour l'exposition aux aliments, la prise en compte des végétaux de type feuilles, racines, fruits et pommes de terre.

L'étude INCA2 mentionnée ci-dessus permet également de connaître les consommations en lait, produits laitiers, œufs, viande, volaille, poissons, crustacés, pomme de terre, autres légumes frais, légumes secs, fruits, etc. mais ne fait pas la part de l'autoconsommation (ni de l'autoproduction). Les parts d'autoconsommation sont fournies dans certaines publications de portées nationales telles que :

- la base de données CIBLEX, élaborée en 2003 par l'ADEME et l'IRSN, dans le but de compiler les paramètres d'exposition de la population française au voisinage d'un site pollué. CIBLEX n'est pas accessible en ligne et les exemplaires CD-Rom ne sont plus disponibles ni à vendre mais peuvent être consultés sur les sites de l'ADEME. Un projet en cours dirigé par l'ANSES, avec le concours de l'ADEME, doit aboutir sous peu à la constitution d'un outil complet et actualisé,
- Les résultats de l'Enquête « consommation et lieux d'achat des produits alimentaires » de l'Insee 1991 (non disponibles en ligne),
- des articles thématiques dont beaucoup sont relativement anciens (années 90), l'un des plus récents datant de 1999 (Cavaillet et Nichele, 1999).

Il existe également des enquêtes réalisées spécifiquement dans certaines zones ou autour de sites particulier, tels que par exemple, les sites nucléaires de Pierrelatte-Tricastin, de Civaux, de Marcoule et du Nord-Cotentin (Pellet et Ringiard, 2005). Dans un travail plus récent (Aligon, 2010), l'ADEME a tenté de développer une méthode simplifiée d'estimation du taux d'autosuffisance en culture potagères en fonction des surfaces jardinées et des taux d'intensification. Le modèle ainsi créé apparaît très pertinent lorsque les productions légumières sont considérées dans leur ensemble. Par contre, pour les productions prises individuellement, les corrélations se sont avérées trop faibles pour être appliquées systématiquement. Le modèle n'a pas pu être validé pour les jardins de superficie inférieure à 150 m² alors que dans les foyers disposant de petits jardins, le taux de consommation de denrées autoproduites s'avère généralement plus bas que les moyennes nationales. De plus, ces moyennes sont issues d'une étude publiée en 1991 (cf. *supra*) qui mériterait d'être actualisée d'autant plus que les taux semblent diminuer ces dernières années (Franck Marot, ADEME, communication personnelle).

Le mode d'aménagement des alentours d'un site à un effet déterminant sur l'autoconsommation de produits végétaux et animaux (œufs et volailles en particulier). L'extrapolation de moyennes nationales peut générer des écarts importants par rapport à la réalité. Dans le cas d'un site fortement pollué ou sensible, la réalisation d'une enquête locale sur l'autoconsommation alimentaire apparaît comme un bon moyen, pour un coût relativement raisonnable, de diminuer les incertitudes liées à l'extrapolation. Par contre, il peut être imprudent d'extrapoler les résultats d'études détaillées sur des périmètres précis à d'autres périmètres, même relativement proches (même département, par exemple).

Au Pays-Bas, les taux consommation de légumes autoproduits sont définis par défaut selon deux catégories de catégories de foyers (RIVM, 2007) :

- ceux qui vivent en zone résidentielle avec possibilité d'aménager un (petit) jardin : 10 % de consommation de légumes autoproduits,
- ceux qui disposent d'un (véritable) jardin potager : 50 % de consommation de pommes de terre autoproduites et 100 % de consommation autoproduite pour les autres légumes.

Il faut rappeler qu'aux Pays-Bas, le prélèvement d'échantillons de végétaux cultivés sur les sites ne se fait qu'en étape 3 de la démarche d'évaluation du risque lié à la consommation de légumes sur les sites pollués. L'étape 1 est basée sur les teneurs en polluants du sol : si l'une de celles-ci dépasse la

concentration critique prédéfinie pour le polluant, on estime la concentration en polluants des végétaux par modélisation et le calcul de risque associé (étape 2). Si le risque calculé (dit « risque maximal » car le modèle est censé maximiser la concentration) dépasse un seuil acceptable, on procède alors à des prélèvements de végétaux que l'on analyse. Une estimation de risque (dit risque « réaliste ») est faite sur la base de ces analyses (étape 3) et le risque est classé acceptable ou inacceptable à l'issue de cette dernière étape (RIVM, 2007).

D'autres exemples de valeurs par défaut de la part autoproduite de consommation de légumes, utilisées dans les modèles européens sont présentées au Tableau 3.3.

Tableau 3.3: Part autoproduite de la consommation pour les légumes racines et légumes feuilles dans certains modèles européens (d'après RIVM, 2002)

Modèle	Pays d'origine	Part autoproduite de la consommation pour les légumes racines	Part autoproduite de la consommation pour les légumes feuilles
CETOX-h	Danemark	25 %	25 %
CSOIL 8.0	Pays-Bas	10 %	10 %
NICOLE	Europe communautaire	50 %	60 %
Sans nom	Suède	30 %	30 %
Vlier-h	Belgique	25 %	25 %

Caractérisation des incertitudes liées à la consommation d'aliments autoproduits

Type d'incertitude	Ignorance L'incertitude liée à la consommation d'aliments autoproduits par les propriétaires de potagers est liée à la surface de jardin et au taux d'intensification mais le modèle n'est pas encore validé sur les petites parcelles. Par rapport au données nationales, le taux de consommation des végétaux autoproduit aurait tendance à diminuer.
Amplitude	Les données nationales sont disponibles sous forme de moyennes, mais la disponibilité de données locales permet de réduire nettement l'incertitude. Indice d'amplitude proposé par jugement d'experts : 5 .
Tendance et répercussion sur la décision	(+) tendance à la surestimation du risque si utilisation des données nationales (1991) Répercussion multiplicative (proportionnelle) pour les indices de risque (ingestion d'aliments).
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendante du site ;
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les valeurs de consommation de légumes autoproduits ont été prises en compte dans 3 études : pour l'une, une enquête spécifique a été menée auprès des populations riveraines, pour l'autre, une base de données réalisée pour une région voisine a été appliquée, pour la troisième étude, les données ont été tirées de la base de données CIBLEX.

3.4.2.3 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les consommations de substances alimentaires

Parmi les aliments susceptibles d'être contaminés par les sols pollués, les légumes et fruits autoproduits sont les plus souvent pris en compte dans les estimations des risques sanitaires. Leur taux d'(auto)consommation par les populations riveraines des sites pollués, qui détermine les risques, est cependant très délicat à estimer de manière fiable car très variables selon les situations. Les données nationales et même régionales ou départementales ne montrent qu'une faible représentativité,

mais sont néanmoins utiles lorsque les données spécifiques manquent. Les enquêtes locales sont longues et coûteuses et ne se justifient que lorsque les inquiétudes et/ou les pressions sont élevées. L'ADEME a tenté une approche modélisée du taux d'autosuffisance en productions potagères, basée sur les surfaces jardinées et autres facteurs, qui s'est avérée satisfaisante pour les productions totales mais non encore satisfaisante pour les productions spécifiques (types de légumes ou fruits). Ce type de démarche doit être poursuivi car son application pourra permettre, à moindre coût, une réduction significative des incertitudes afférentes à ce mode d'exposition.

3.4.3 BIODISPONIBILITE ET BIOACCESSIBILITE

3.4.3.1 Etat de l'art

Origines des incertitudes et méthodes d'appréhension

a) Notions générales

Pour qu'un contaminant ingéré (ou administré) dans une matrice (sol, poussière ou eau, par exemple) produise ses effets toxiques, il est le plus souvent nécessaire qu'il soit distribué dans l'organisme par le système circulatoire. Or le passage du milieu digestif au milieu sanguin ne concerne le plus souvent qu'une partie de la quantité de contaminant ingéré et se fait en deux étapes : (1) de la matrice vers le tractus gastro-intestinal et (2) du tractus gastro-intestinal vers la circulation sanguine. On définit dans ce cadre les notions de bioaccessibilité et de biodisponibilité (Dor et al, 2012) :

- la fraction bioaccessible par voie orale d'un contaminant présent dans une matrice est la fraction massique du contaminant qui est extraite de la matrice et mise en solution par l'action mécanique (mastication, péristaltisme gastro-intestinal) et chimique (salive, sécrétions gastriques, bile, enzymes pancréatiques, etc.) du passage dans le tractus gastro-intestinal. La fraction bioaccessible du polluant présent dans la terre ou les poussières peut se définir comme le ratio de la dose extraite sur la dose totale administrée,
- la fraction biodisponible par voie orale d'un contaminant présent dans une matrice est la fraction massique de ce contaminant qui atteint la circulation sanguine. La fraction biodisponible du polluant présent dans la terre ou les poussières peut donc se définir comme le ratio de la dose ayant atteint la circulation sanguine sur la dose administrée. Lorsqu'elle n'est pas déterminée par rapport à une référence, elle est encore appelée biodisponibilité absolue.

Lorsque la fraction bioaccessible (ou biodisponible) n'est pas déterminée par rapport à une référence, elle est appelée bioaccessibilité (ou biodisponibilité) absolue. On parle de bioaccessibilité (ou biodisponibilité) relative lorsque qu'elle est comparée à une valeur déterminée sur une matrice différente, par exemple celle qui a servi à élaborer un VTR.

Deux documents ont été publiés récemment en France traitant de ces aspects, d'une part, le rapport du groupe de travail sur les quantités de sols ingérés par les enfants (Dor, 2012) et d'autre part un rapport d'étude très complet commandité par l'association Record (Record, 2012). Ces deux documents dressent un état actualisé des connaissances sur le sujet : les informations données ci-après en sont issues, sauf mention spécifique.

b) Méthodes

L'estimation de la fraction bioaccessible peut se faire sur la base d'essais *in vitro* où la matrice contenant le contaminant étudié est mise dans des conditions imitant celles de l'appareil digestif, qui comprend deux compartiments particulièrement actifs :

- l'estomac, caractérisé par une très forte acidité (pH entre 1 et 2,5) où agissent des enzymes peptidiques qui décomposent les protéines,
- l'intestin grêle, avec des conditions d'acidité plus douces (pH entre 5,5 et 7,5), où se poursuit la digestion grâce aux enzymes pancréatiques et intestinales et où se produit l'absorption des composés essentiels (nutriments) formés par la décomposition des aliments (glucides, protéines, lipides, vitamines, etc.).

A ces segments, on peut ajouter, en amont, la bouche et l'œsophage avec leur action mécanique et l'activité biochimique des sécrétions salivaires. En aval, le gros intestin joue principalement un rôle dans la récupération de l'eau et l'évacuation de la fraction non digérée (excréments).

Le passage du tractus gastro-intestinal vers l'appareil circulatoire met en jeux des mécanismes biochimiques et cellulaires complexes qui peuvent difficilement être reconstitués *in vitro*, la détermination de la fraction biodisponible peut donc se faire :

- soit *in vivo*, sur des modèles animaux. Les animaux utilisés peuvent être des rats, des lapins, des porcs et des singes, mais seuls ces deux derniers modèles présentent des caractéristiques digestives analogues à celles de l'homme. Ce type d'essais est donc complexe, coûteux et peut générer des problèmes d'éthiques pour les expérimentation sur les singes : il ne peut donc être mis en œuvre en « routine ». Les essais animaux sont donc réservés aux activités de recherche et à la validation de tests de bioaccessibilité *in vitro* (Caboche, 2009).
- soit sur la base de modélisation avec introduction de la fraction bioaccessible déterminées *in vitro* (cf. *infra*), soit à partir des différents paramètres susceptibles d'intervenir dans la biodisponibilité. Des modèles de biodisponibilité ont été ainsi construits pour l'arsenic, le plomb et le cadmium, sur la base de la fraction bioaccessible et pour l'arsenic en fonction des caractéristiques du sol (Record, 2012).

Les tests de bioaccessibilité sont eux réalisables de manière relativement simple et peu onéreuse en laboratoires mais de nombreux protocoles existent en fonction des compartiments représentés (estomac ou intestin), des conditions de milieu (pH, température, etc.), des additifs à introduire (enzymes, aliments synthétiques, etc.), des conditions de dilution (rapport solide/liquide) et d'agitation, et des temps de séjour. Certains tests sont réalisés en batch (discontinu) et d'autre en flux continu. Devant la multiplicité des protocoles, donnant fatalement des résultats différents pour un même échantillon de matrice contaminée, le groupe de recherche européen BARGE (BioAccessibility Research Groupe in Europe) s'est attelé à la mise au point d'un test unique. Ce test comprend trois phases successives : buccale (5 mn avec salive à pH 6,5), stomacale (1 heure à pH compris entre 1,2 et 1,7 + pepsine et autres substances) et intestinale (2 heures à pH entre 5,8 et 6,8 + pancréatine + lipase et autres substances). Un premier échantillon subit une extraction par centrifugation après la phase gastrique et un second après les phases gastrique et intestinale. La représentativité du test vis-à-vis des mécanismes physiologiques de la digestion a été démontrée pour As, Pb, Cs, et Sb (Caboche, 2009).

L'estimation de fraction bioaccessible peut également se faire de manière modélisée à partir de certains paramètres du sol (matière organique, pH et teneur en argile) et de la nature du contaminant, mais les tests *in vitro* restent nécessaires pour valider les modèles. Des formules de bioaccessibilité sont ainsi disponibles pour Pb, Cd, As, Ni, Cr III, Zn et Cu (Record, 2012).

c) Facteurs d'influence

Pour des conditions d'extraction données, la détermination de la bioaccessibilité est sensible aux caractéristiques du sol-matrice et à celles du contaminant.

Les caractéristiques du sol influençant la bioaccessibilité dans le sol ingéré sont :

- la taille des particules du sol : d'une manière générale, la bioaccessibilité des éléments inorganiques (éléments traces métalliques ou ETM) est plus élevée quand les particules sont de petites tailles (Ruby et Lowney, 2012), mais certaines études donnent des résultats divergents (Girouard et Zagury, 2009)²¹

²¹ En fait, ces divergences ne sont pas surprenantes car il n'existe pas de relation obligatoire entre la taille des particules et la nature minéralogique de celles-ci, qui conditionne l'affinité avec les ETM. En dehors de la fraction < 2 µm, qui est principalement composée de minéraux argileux, donc chargés négativement, donc adsorbant les ETM cationiques, les autres fractions peuvent présenter diverses natures, sachant que les fractions grossières (> 200 µm) sont souvent composés de sables inertes (Note de l'auteur du présent rapport).

- la teneur en matière organique : plus celle-ci est élevée, plus la bioaccessibilité de l'ETM est faible (tendance à la séquestration). Cela confirme l'affinité de la matière organique (MO) avec les ETM, souvent liée au fait que la MO est chargée négativement et attire les ETM, souvent présents sous forme cationique, sauf l'arsenic, généralement anionique (Bourrelier et Berthelin, 1998). La teneur en MO a également tendance à diminuer la bioaccessibilité des contaminants organiques (Record, 2012).

Les caractéristiques du contaminant influençant sa bioaccessibilité dans le sol ingéré sont :

- pour les ETM : la spéciation, c'est-à-dire son degré d'oxydation ou sa valence, ou par extension sa forme chimique (éléments avec lequel il est associé). La spéciation influence la solubilité de l'ETM (sa capacité à se dissocier d'autres éléments en solution aqueuse), propriété déterminante pour le passage dans le tractus gastro-intestinal et le système circulatoire. La solubilité est également influencée par le pH et particulièrement par l'acidité du milieu stomacal.
- pour les composés organiques, leur structure moléculaire : degré d'halogénéation, nombre de cycles aromatiques, etc.

Il est important de noter que l'histoire de la présence du contaminant peut également influencer sa bioaccessibilité. Lorsqu'un contaminant (ETM) est présent originellement dans le sol (fond pédogéochimique), il se trouve généralement sous une forme séquestrée, constituant des minéraux du sol, peu soluble, de sorte que sa bioaccessibilité est a priori réduite. Au contraire, un contaminant apporté récemment sur le site, par déversement, par dépôt de particules ou par d'autres sources non terrigènes (hors résidus miniers, cendres minérales, etc.), a plus de chances d'être présent sous forme instable, soluble et donc d'avoir une bioaccessibilité plus élevée (Record, 2012).

d) Résultats

De nombreux tests de bioaccessibilité ont été réalisés pour les ETM et substances organiques, le nombre de publications sur le sujet semblant nettement augmenté depuis les 5 dernières années, en particulier pour les composés organiques.

Parmi les ETM, le plomb et l'arsenic ont été les plus souvent testés (respectivement 25 et 19 publications postérieures à 2010), suivis par le cadmium et le chrome (7 et 6 publications), le nickel, le zinc et l'antimoine ayant été moins étudiés (2 à 3 publications). Les résultats sont présentés en mentionnant le protocole du test, le compartiment simulé (gastrique, gastro-intestinal, intestinal) et l'usage (passé ou présent), du sol (sol minier, de fonderie, agricole, jardin, etc.).

Il semble que plus le nombre de tests (et donc le nombre de types de sols-matrices et de protocoles) est élevé, plus l'étendue des valeurs mesurées de fraction bioaccessible augmente : elle s'étend de <1 % à 100 % pour Pb, de <1 % à 95 % pour As et de 8 % à 99 % pour Cd (Record, 2012). Il semble donc illusoire de déterminer une valeur par défaut ou même d'encadrer la fraction bioaccessible des ETM indépendamment du type de sol-matrice ou de protocole. Même si on regroupe les résultats par usage de sols, l'étendue des fractions bioaccessibles reste large, par exemple de 2 % à 80% pour Pb dans les sols miniers (Dor et al., 2012).

Deux méthodes demeurent pour appréhender la fraction bioaccessible d'un ETM dans un sol donné :

- réaliser des essais de bioaccessibilité « à la demande » sur les sols de chaque site faisant l'objet d'une étude sanitaire et en utiliser les résultats,
- utiliser les équations de modélisation estimant la fraction bioaccessible en fonction des caractéristiques du sol (teneur en matière organique, pH, proportion d'argile, de sable, capacité d'échange cationique, etc.) et de la forme de l'ETM, principalement appréhendée par des tests physicochimiques : fraction soluble, fraction échangeable, fraction liée à la matière organique, fraction réductible, fraction oxydable, etc.).

Les incertitudes de la première méthode sont liées à la validité du test de bioaccessibilité pratiqué et à la représentativité de l'échantillon de sol testé. Pour la seconde méthode s'ajoute en plus la dispersion

des résultats qui ont servi à construire le modèle, que l'on peut néanmoins caractériser statistiquement, par des intervalles de confiance, par exemple.

Le groupe de travail sur les quantités de sols ingérées par les enfants recommande la première méthode, c'est-à-dire de réaliser une campagne de mesures de bioaccessibilité sur le site étudié en choisissant un test valide (BARGE) et en retenant les valeurs les plus élevées entre les résultats en phase gastriques et en phase gastro-intestinale (Dor et al., 2012).

Des études, peu nombreuses, ont été réalisées sur la bioaccessibilité des ETM dans la matrice poussière, il semble que les fractions bioaccessibles soient généralement plus élevées dans la matrice poussière que dans la matrice « sol en place » (Dor et al., 2012). Ce constat est cohérent avec le fait que la bioaccessibilité des ETM est plus élevée dans les sols contaminés par des poussières industrielles que dans des sols miniers, par exemple (Record, 2012).

Parmi les substances organiques, les plus étudiées du point de vue de la bioaccessibilité dans les sols figurent les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) avec 12 publications identifiées après 2010. Le protocole FOREhST (Fed Organic Estimation human Simulation Test) développé récemment en Angleterre avec ajout de nourriture simulation revoir la ration d'un bébé de 4-6 ans, est particulièrement adapté à ces substances (Record, 2012). Les autres substances étudiées sont les dioxines et furanes (3 publications), les polychlorobiphényles (PCB, 3 publications), les pesticides organochlorés (2 publications) et le polybromodiphényléther (PBDE, 1 publication). Pour les HAP, l'étendue des fractions bioaccessibles, toutes études confondues, va de 0,1 à 89 %. La dispersion des résultats semble donc a priori aussi forte que pour les ETM. En conséquence, les mêmes recommandations peuvent être appliquées.

e) Application : valeur par défaut de la biodisponibilité de l'arsenic et du plomb par l'US-EPA et par le RIVM

Des études récentes ont amené l'US-EPA à s'interroger sur la biodisponibilité (orale) de l'arsenic dans les milieux d'exposition (sols et autres) liés aux sites pollués (US-EPA, 2012). Par défaut et en absence de données spécifiques, il est admis que la biodisponibilité relative est admise égale à la biodisponibilité des formes d'As solubles dans l'eau utilisée dans les études (épidémiologiques) ayant servi à l'élaboration des VTR cancérigène (slope factor) et non cancérigène (RfD). En d'autres termes la biodisponibilité relative (BDR) de l'As sur site est supposée par défaut égale à 1 (ou 100 %). L'US-EPA a réuni un groupe de travail pour analyser l'ensemble des études portant sur la BDR de l'As chez l'animal (in vivo). Plus de cent études publiées entre 1993 et 2012 ont été passées en revue, en majorité réalisées sur le porc, et moins fréquemment sur le singe et la souris. Les mesures de BDR ont été faites sur la base de l'excrétion urinaire ou sanguine. Les études ont porté sur un ensemble de sols voués à la dépollution, ce qui ne constitue pas forcément un échantillon représentatif de l'ensemble du territoire américain, mais néanmoins représentatif des sols pollués par diverses origines (mines, industries, agriculture et même surabondance naturelle d'As). Il s'est avéré que si les résultats présentent une grande variabilité (4 à 78 %), les valeurs de BDR obtenues étaient systématiquement inférieures à 1, et que 95 % de ces valeurs étaient inférieures à 60 %. En conséquence, l'US-EPA recommande **la valeur par défaut de 60 % pour la BDR de l'arsenic**, en absence d'information spécifique au site.

Le rapport du groupe de travail de l'US-EPA mentionne l'absence de différences significatives entre résultats pour les différentes espèces animales (singe, porc, souris), pour les différentes méthodes de mesures (sang, urine), et pour différentes concentrations d'As dans le milieu d'exposition (100 à 17500 mg/kg). Par contre, pour un même animal (singe) il signale que la variable discriminante est la proportion arsénopyrite (FeAsS), soit la forme naturelle la plus commune d'As dans les sols (DEPA, 2003) et, plus généralement la forme cristallographique des minéraux renfermant de l'arsenic. Le rapport cite également les propriétés du sol comme facteur influençant la BDR mais sans spécifier le type de propriété (granulométrie, teneur en matières organiques ou pH).

Il faut également rappeler que les VTR de l'arsenic, en particulier celles de l'US-EPA, sont données pour l'arsenic inorganique (minéral). S'il est vraisemblable que l'As du sol est en grande majorité présent dans le sol sous forme inorganique, il n'en va probablement pas de même pour l'As présent dans les végétaux ou la proportion d'As inorganique serait de 42 % (Shoof et al., 1999, cité par Bacigalupo et Hale, 2012). En conséquence si la BDR de l'As dans les végétaux est généralement admise égale à 100 %, les VTR usuelles ne s'appliquent en principe qu'à environ 40% des teneurs mesurées.

Pour le plomb, une démarche de même nature, mais faisant intervenir des études *in vivo* et *in vitro*, a été entreprise plus anciennement (US-EPA, 2007a). Il en a été conclu une trop grande variabilité des résultats pour recommander une valeur par défaut. En conséquence, le rapport recommande une prise en compte systématiques des conditions spécifiques des sites par le biais de la bioaccessibilité mesurée *in vitro*, dont il a été montré la corrélation avec la biodisponibilité. L'étude mentionne également que le plomb peut être naturellement présent dans les sols sous forme de plusieurs types de minéraux (9 mentionnés) de biodisponibilité variable. Néanmoins, le modèle IEUBK (Integrated Exposure Uptake Biokinetic) pour le plomb chez l'enfant de l'US-EPA (2007b) présente des valeurs de biodisponibilité absolue pour le plomb de 30 % dans le sol et de 50 % dans l'eau, soit une biodisponibilité relative (BDR) du plomb de 60 %.

Aux Pays-Bas, la valeur par défaut de la BDR du plomb est de 40 % (Staatscourant, 2012), mais cette valeur est remise en question dans une publication très récente du RIVM (RIVM, 2014). Ce rapport relate les résultats d'une étude sur la biodisponibilité du plomb dans les sols « urbanisés » de 7 villes des Pays-Bas, caractérisés par de faibles teneurs en argile, des teneurs en matières organiques relativement élevées et des pH proches de la neutralité. Cette étude a utilisé parallèlement un test *in vivo* sur des porcelets (dont le système digestif est considéré analogue à celui des enfants), trois tests de bioaccessibilité *in vitro* dont deux tests gastro-intestinaux statiques IVD et BARGE et un test gastro-intestinal dynamique Tiny TIM (utilisé habituellement pour étudier la digestion des protéines et la bioaccessibilité des acides aminés). Un test d'extraction chimique à l'acide nitrique dilué (0,43 M) a également été étudié. L'étude montre principalement que :

- Aucun des tests *in vitro* n'a pu être validé pour la bioaccessibilité du plomb, même si le test BARGE n'est déficient que pour un seul critère,
- Les bioaccessibilités obtenues avec les tests BARGE et dans une moindre mesure avec les tests Tiny TIM sont corrélées avec biodisponibilité obtenues *in vitro*,
- Les taux d'extraction du plomb des sols avec l'acide nitrique dilué sont également corrélés avec les bioaccessibilités *in vivo*,
- La BDR du plomb dans les sols urbanisés (par rapport à la BD du plomb dans les aliments) est en moyenne de 66 %, le RIVM recommandant d'adopter une valeur comprise entre 58 % (P50 des valeurs) et 84 % (P80) selon le degré de précaution que l'on veut appliquer.

Le rapport recommande de poursuivre les recherches dans le domaine de la validation des modèles *in vitro*, et en particulier le modèle d'extraction chimique, qui présente un gros avantage en termes de simplicité, de durée et de coût.

f) Intégration à l'évaluation quantitative de risques sanitaires

La rigueur scientifique impose que l'évaluation de risque repose sur la dose absorbée (ou interne) dont le rapport à la dose ingérée (ou administrée ou externe) est donné par la biodisponibilité absolue de la substance dans la matrice considérée (ici, le sol). Dans ce sens, il convient avant de calculer l'indice de risque, d'appliquer un facteur de correction à la dose journalière d'exposition. En fait, les études ayant servi à l'élaboration des valeurs toxicologiques de référence (VTR) ont parfois été basées sur les doses administrées dans certaines matrices. Il devient donc indispensable d'introduire la notion de biodisponibilité relative caractérisant le rapport entre la biodisponibilité dans la matrice étudiée (sol pollué le plus souvent) et dans la matrice de référence ayant servi à l'élaboration de la VTR.

La dose d'exposition journalière ajustée s'obtient donc par l'équation :

$$DJE_{\text{ajust}} = DJE * BD_{\text{rel}} = DJE * \frac{BD_{\text{sol}}}{BD_{\text{VTR}}} = DJE * \frac{BA_{\text{sol}} * fa_{\text{sol}}}{BA_{\text{VTR}} * fa_{\text{VTR}}}$$

Avec :

- DJE_{ajust} : dose journalière d'exposition ajustée
- DJE : dose journalière d'exposition (administrée)
- BD_{rel} = facteur de biodisponibilité relative (sans unité)
- BD_{sol} = biodisponibilité absolue de la substance avec la matrice terre
- BD_{VTR} = biodisponibilité absolue de la substance avec la matrice de référence (pour VTR)
- BA_{sol} = bioaccessibilité absolue de la substance avec la matrice terre
- BA_{VTR} = bioaccessibilité absolue de la substance avec la matrice de référence
- fa_{sol} = fraction absorbée de la substance extraite de la matrice terre
- fa_{VTR} = fraction absorbée de la substance extraite de la matrice de référence

Dans une thèse récente (Caboche, 2009), il a été montré que le cadmium et l'arsenic étaient absorbés (une fois libérés dans le tractus digestif) de la même manière qu'ils soient administrés dans l'eau de boisson (qui a servi pour élaborer la VTR orale) ou dans un sol pollué, et que les bioaccessibilités absolues de ces deux éléments dans l'eau de boisson étaient proches de 100%. En conséquence, pour Cd et As, la DJE ajustée est égale à la DJE multipliée par la bioaccessibilité dans le sol (Dor et al, 2012) :

- pour Cd et As : $DJE_{\text{ajust}} \approx DJE * BA_{\text{sol}}$

Dans le cas du plomb, (Dor et al., 2012) montrent que sa biodisponibilité est au maximum de 80 % (source OMS) dans l'alimentation et de 40 % dans la matrice de référence (lait, source RIVM), il en déduit donc la formule (Dor et al, 2012 ; Record, 2012) :

- pour Pb : $DJE_{\text{ajust}} \approx DJE * 2BA_{\text{sol}}$

En d'autres termes, si l'on mesure par le test une BA_{sol} supérieure à 50 % pour le Pb, (cas majoritairement vérifié dans la littérature), la DJE ajustée sera supérieure à la DJE, et même 2 fois supérieure si la BA_{sol} est proche de 100 %, en conséquence, la non prise en compte de la bioaccessibilité/biodisponibilité n'entraîne pas systématiquement, comme il est généralement admis, une surestimation du risque.

Représentativité du sol testé par rapport au sol ingéré : sélection de la fraction granulométrique

Les tests de bioaccessibilité sont généralement appliqués à des échantillons de sols jugés représentatifs du site étudié et des contaminants qu'il recèle. Cette pratique néglige cependant le fait que l'ingestion de sol se fait essentiellement par le transfert mains-bouche et que c'est donc le sol adhérent aux mains qui sera principalement ingéré. Or une série d'études synthétisées dans un article récent (Ruby et Lowney, 2012) a montré que :

- lorsqu'un sol est manipulé, la partie adhérente aux mains ne présente pas la même distribution granulométrique que le sol d'origine, les particules les plus fines étant mieux représentées ; autrement dit, les particules fines d'un sol adhèrent plus à la peau que les particules grossières, ce qui se conçoit aisément,
- la concentration des contaminants n'est pas homogène dans les différentes fractions granulométriques d'un sol, les concentrations les plus fortes étant généralement observées dans les fractions fines,
- la bioaccessibilité d'un contaminant varie selon la granulométrie du sol testé (cf. *supra*). Pour les HAP, par exemple, ils semblent se concentrer dans la fraction < 250 µm.

De cela il ressort que mesurer par un essai la bioaccessibilité d'un contaminant sur un échantillon brut de sol introduit systématiquement une erreur, d'amplitude inconnue, par rapport à la bioaccessibilité, pour le même essai, de ce contaminant dans la fraction de sol ingérée. Les auteurs de l'article (Ruby et

Lowney, 2012) préconisent pour la mesure de la bioaccessibilité des HAP, de pratiquer les essais sur la fraction <150 µm obtenue par tamisage.

Caractérisation des incertitudes liées à la bioaccessibilité et la biodisponibilité

Type d'incertitude	Ignorance L'incertitude liée à la bioaccessibilité des polluants dans le sol ingéré est de type épistémique (ignorance). Elle dépend de nombreux facteurs liés aux sols et aux conditions physicochimiques régnant dans les différents segments de l'appareil digestif.
Amplitude	Les valeurs de fraction bioaccessible présentent une grande dispersion, selon les protocoles d'essais. L'harmonisation européenne des protocoles d'essais (projet BARGE) permettra probablement un regroupement des valeurs. Indice d'amplitude calculé (arrondi) : 100 (bioaccessibilité relative variant de <1 % à >99 % selon sols)
Tendance et répercussion sur la décision	(+/-) surestimation de l'exposition systématique sauf cas particulier ou la VTR est établie avec une matrice où la bioaccessibilité du polluant est plus basse que dans le sol. Répercussion multiplicative (proportionnelle) pour les indices de risque (ingestion de sol).
Site-dépendance	Source d'incertitudes indépendante du site.
Pratiques actuelles (base : 8 études de 2011 à 2013)	Les fractions bioaccessibles et biodisponibles des polluants n'ont été considérées dans aucune des études (qui ont donc considéré ces fractions égales à 100%). <i>Très récemment, un prestataire a informé (oralement) l'auteur de ce rapport que des tests BARGE avaient été commandités pour le besoin d'une étude.</i>

3.4.3.2 Voies d'amélioration possibles de la prise en compte des incertitudes et variations dans les estimations de bioaccessibilité et biodisponibilité.

La biodisponibilité d'un contaminant se répercute directement sur l'estimation des risques sanitaires liés à sa concentration dans les sols pollués. Considérer, comme il a été fait par le passé, que ce facteur est égal à la valeur maximale de 1 (100%, en valeur relative ou absolue) est une application du principe de prudence qui a tendance à surestimer les risques, surtout ceux liés à l'ingestion de sol. Il est en effet montré qu'un sol peut « retenir » une partie du polluant qu'il contient lors du transit digestif et donc éviter que celui-ci ne migre dans le sang. Sachant que cette propriété est liée à la nature du sol, un moyen de réduire l'incertitude et de mesurer la biodisponibilité des polluants d'intérêt dans un échantillon du sol pollué étudié.

La mesure directe de biodisponibilité se fait *in vivo* sur modèle animal et n'est pas réalisable en routine pour des raisons de coût et de temps. On lui substitue une mesure de bioaccessibilité *in vitro*, sachant que la bioaccessibilité est un facteur limitant de la biodisponibilité (BA<BD). Les tests de bioaccessibilité *in vitro* donnent différents résultats pour un même sol selon les conditions physiques et chimiques mise en œuvre, d'où l'importance de valider ces tests par des tests de biodisponibilité. Pour le moment, le test européen BARGE a été validé pour l'As, Pb et Sb et peut donc être utilisé en routine. Il faut souhaiter que ce test ou d'autres seront officiellement validés pour d'autres polluants, mettant à disposition des prestataires les moyens de réduire les incertitudes à ce sujet. Des essais de modélisation de bioaccessibilité par régression multiple à partir des paramètres du sol ont été réalisés mais sans que les résultats aient été jugés applicables de manière universelle pour tous les types de sols.

Des auteurs (Ruby et Lowney, 2012) ont préconisé récemment de réaliser les tests de BA uniquement sur la fraction < 150 µm, qui renfermerait entre 45 et 95 % de la terre adhérente aux mains et qui peut être obtenue par tamisage à sec, afin augmenter la représentativité des résultats. En fait, comme il a

été vu précédemment, la relation entre l'adhésivité de la terre « fraîche » et la granulométrie de la terre sèche est complexe car elle fait intervenir la nature de minéraux (argileux notamment), l'humidité jouant également un grand rôle. Il serait nécessaire, dans l'avenir de clarifier ce point par création de focus groups réunissant des spécialistes des sols (pédologues, géotechniciens) et des spécialistes de l'évaluation des risques liés aux sols pollués.

Enfin, il ne faut pas oublier que la méthode d'analyse des polluants dans le sol soumis au test de bioaccessibilité doit être la même que celle appliquée à l'échantillon de sol prélevé sur le site qui en fixe donc les concentrations de référence.

3.5 CONCLUSIONS ET RECAPITULATION DES SOURCES D'INCERTITUDES RENCONTREES DANS UNE ETUDE SANITAIRE DE SSP

La revue précédente a permis de caractériser et de comparer les principales sources d'incertitude selon des critères de tendance et d'amplitude, tels que récapitulés sommairement dans le Tableau 5.4 (page suivante). Il en ressort que les incertitudes liées à l'échantillonnage et à la biodisponibilité des contaminants dans les sols montrent les indices d'amplitude les plus élevés alors que celles afférentes aux facteurs humains d'exposition montrent des indices plus bas.

On pourrait en déduire que certaines incertitudes ont moins d'intérêt à être traitées sous prétexte que leur amplitude est limitée. Cependant, les sources d'incertitudes n'agissent pas de manière isolée au cours du processus d'estimation de l'exposition et leurs amplitudes peuvent donc se multiplier, selon les modes et scénarios d'exposition étudiés. Un exemple de tels effets multiplicatif est donné dans certains exercices exposés au Chapitre 5. Par exemple, le scénario « ingestion de sol » mobilisera la succession des sources d'incertitudes suivantes : échantillonnage du sol x gestion des échantillons x mise en solution des ETM x mesurages de laboratoire x taux d'ingestion x fréquence d'exposition x durée d'exposition x biodisponibilité. Il importe donc de maîtriser les incertitudes tout le long de cette chaîne afin de laisser subsister le moins possible d'incertitudes résiduelles, comme autant de facteurs limitant le degré de confiance dans les résultats de l'étude.

Trois catégories de sources d'incertitude se distinguent selon leur mode de réduction :

- Pour la plus grande partie des sources d'incertitudes, la conformité aux normes et le suivi des guides techniques et méthodologiques constituent une première étape de réduction des incertitudes, et même la seule pour certaines sources telles que les mesurages *in situ*, les prélèvements d'air intérieur, la gestion des échantillons et les analyses de laboratoire.
- Pour d'autres sources, telles que l'échantillonnage des sols, déchets, eaux de surface et souterraines, gaz du sol et air, l'étape « normative » ci-dessus reste indispensable mais peut être avantageusement complétée par l'application de techniques statistiques (variations saisonnières) ou géostatistiques (krigeage, simulations).
- Les sources d'incertitudes liées aux facteurs humains d'exposition de types physique ou physiologique (masse corporelle, débit respiratoire) ou comportemental (fréquence d'exposition, ingestion de terre, ingestion de légumes autoproduits) ne peuvent être réduites que par la prise en compte de données actualisées et spécifiques à la population cible.

La détermination de la biodisponibilité des contaminants dans les sols est une pratique encore émergente et applicable à peu de substances (As, Cd, Pb). Elle devrait néanmoins se généraliser à court terme pourvu que des modèles valides et facilement utilisables en routine soient développés. Une fois ce cap franchi, l'impact sur des indices de risques et donc sur les décisions en matière de gestion des sites devraient s'avérer considérable.

Tableau 3.4: Récapitulation des principales caractéristiques des sources d'incertitudes rencontrées au cours d'une étude sanitaire de SSP

Source d'incertitude	Type d'incertitude	Tendance (1)	Amplitude (indice)	Règles de l'art applicables ou pratiques courantes	Autres moyens de réduction ou traitement
Connaissance des substances d'intérêt	Ignorance	(-)	10 (E)	Guides techniques et méthodologiques	Etude bibliographique
Echantillonnage sol	Ignorance	(-)	100 (E) ou 10 (2) (E)	Guides techniques et méthodologiques	Géostatistique appliquée à l'échantillonnage, détermination de la concentration représentative
Echantillonnage déchets	Ignorance	(-)	10 (E)	Guides techniques et méthodologiques	Idem
Echantillonnage eaux de surface	Ignorance	(-)	10 (E)	Normes Guides techniques et méthodologiques	Géostatistique, connaissance du régime hydrologique
Echantillonnage eaux souterraines	Ignorance	(+/-)	20 (E)	Normes Guides techniques et méthodologiques	Géostatistique, connaissance de l'aquifère et des battements saisonniers
Echantillonnage plantes potagères	Ignorance	(+/-)	10 (C)	Guides techniques et méthodologiques	Vérifier cohérence concentrations sol/végétal Eviter le chou pour les HAP
Echantillonnage air intérieur	Ignorance	(+/-)	10 (E)	Normes Guides techniques et méthodologiques	-
Echantillonnage gaz du sol	Ignorance	(+/-)	20 (E)	Normes Guides techniques et méthodologiques	Utilisation chambre de captage
Mesurages <i>in situ</i>	Erreur	(+/-)	10 (E)	Normes Guides techniques et méthodologiques	-
Gestion des échantillons	Erreur	(+/-)	2 (E)	Normes Guides techniques et méthodologiques	-
Choix de méthode de mise en solution des ETM	Ignorance	(+)	3 (C) (Cr et Ni)	-	Utilisation de la méthode Eau Régale
Analyse instrumentale	Erreur	(+/-)	3 (C)	Normes. Choix de laboratoire accrédité.	-
Situation de référence (sols pollués)	Ignorance	-	-	Consultation des référentiels nationaux	Consultation/élaboration de référentiels locaux avec mêmes méthodes de solubilisation ETM
Prises en compte des hydrocarbures totaux et fractions	Erreur	(+)	10 (E)	Représentants et substituts proposés par MADEP, TPHCWG, RIVM	Eviter d'utiliser de substituts à VTR avec FI >> 1000 Eviter le double emploi des VTR de HAP
Masse corporelle Débit respiratoire Surface corporelle	Variabilité	(+/-) (+/-) (+/-)	2 (C) 2 (C) 2 (C)	Valeurs standards recommandées par les institutions	Exploitation de données françaises actualisées.
Fréquence d'exposition	Ignorance	(+/-)	2 (C)	Valeurs standards recommandées par les institutions	Exploitation de données françaises actualisées. Scénarios réalistes
Durée d'exposition	Ignorance	(+/-)	2 (C)	Valeurs standards recommandées par les institutions	Scénarios réalistes
Ingestion de terre (enfants et adultes)	Ignorance	(+/-)	5 (E)	Valeurs standards recommandées par les institutions	Exploitation de données actualisées
Consommation eau de boisson	Variabilité	(+/-)	2(C)	Enquête nationales consommation	-
Consommation des légumes autoproduits	Ignorance	(+)	5 (E)	Enquête nationales consommation	Enquêtes spécifiques. Enquête actualisées et proches du site
Biodisponibilité, bioaccessibilité	Ignorance	(+/-)	100 (E)	Valeur de 100% par défaut	Utilisation de tests in vitro avec sol du site ou par défaut de valeurs validées par US-EPA

(1) (+) tendance à la surestimation du risque si l'incertitude n'est pas réduite
(-) tendance à la sous-estimation du risque si l'incertitude n'est pas réduite
(+/-) tendance dans les 2 sens mais surestimation du risque plus fréquemment observée

(2) 100 si estimation basée sur valeur max, 10 si basé sur indicateur statistique

4. ETAT DE L'ART ET RECOMMANDATIONS POUR L'AMELIORATION DE LA PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES ET VARIATIONS DANS LES ETUDES SANITAIRES DES SOLS POLLUES.

4.1 APPROCHE ACTUELLE DES INCERTITUDES ET VARIATIONS DANS LES ETUDES

La prise en compte des incertitudes par les prestataires, telle qu'elle transparaît dans les rapports, se fait de manière « diffuse » et/ou « concentrée ». La manière diffuse consiste en des mentions, avertissements ou justifications d'une ou deux phrases ayant trait aux incertitudes des données, méthodes ou résultats présentés, insérés dans le corps du rapport.

La méthode concentrée consiste à faire le point sur les incertitudes dans un chapitre placé en fin de texte, le plus souvent dans les annexes. Sur la base de l'échantillon de 7 rapports d'études réelles consultés dans le cadre du présent travail, la présentation concentrée n'excède pas 8 pages et tient parfois sur moins d'une page.

Dans les présentations concentrées, deux approches, non exclusives l'une de l'autre, sont utilisées :

- l'approche qualitative « tendancielle » : l'incertitude n'est pas traitée de manière quantitative dans l'étude, mais elle est décrite avec mention de l'influence qu'elle peut avoir sur les résultats présentés par rapport aux résultats réels. Par exemple, la sélection de VTR les plus protectrices, l'hypothèse chrome VI = chrome total mesuré, la fréquence d'exposition = 365 j/an, ou d'autres hypothèses dites « péjorantes » appliquées en vertu du principe de prudence, entraîneront la maximisation des risques. D'un autre côté, la non-prise en compte de certaines substances potentiellement toxiques (par exemple des HAP non inclus dans les 16 HAP conventionnels) entraînera a priori une minimisation du risque,
- l'approche quantitative, ou « sensibilité », qui consiste à faire varier un ou plusieurs paramètres utilisés dans les calculs de risques et décrire l'influence de ces variations sur le résultat final. Il s'agit en général de paramètres de modèles d'exposition.

Parmi les paramètres faisant l'objet d'une approche qualitative tendancielle on peut citer :

- la non prise en compte de l'exposition au bruit de fond : contaminants du sol, de l'air extérieur et intérieur,
- les incertitudes de mesures de laboratoires,
- la spécification de certains composés (hydrocarbures totaux, autres polluants potentiels) non recherchés,
- les caractéristiques physico-chimiques des substances intervenant dans les transferts entre médias,
- les scénarios d'exposition,
- les modèles et leurs paramètres par défaut (HESP, Johnson et Ettinger),
- les facteurs d'absorption des contaminants (biodisponibilité),
- le mode d'échantillonnage et les concentrations prises en compte dans les sols, les gaz des sols (échantillonnage, préférence des mesures réelles aux données modélisées à partir des concentrations),
- les facteurs de toxicité : cumul des excès de risque individuels (ERI) pour les effets sans seuil et des quotients de danger (QD) pour les effets à seuil, l'élaboration des valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour certains toxiques d'intérêt (mercure, HAP),

- les paramètres de transfert des modèles d'exposition : transferts vers l'air extérieur, taille des locaux d'habitation, taux de ventilation, différence de pression air du sol-air intérieur, caractéristiques du dallage, taux de fissuration, source sol finie ou infinie (sans atténuation temporelle),
- les caractéristiques des sols : porosité, perméabilité, taux de matières organiques,
- les paramètres d'exposition : durée d'exposition, quantités de terres ingérées.

Les études de sensibilité réalisées dans les études réelles passées en revue ont porté sur la taille des bâtiments considérés et les taux de ventilation, qui interviennent donc dans la modélisation des polluants de l'air intérieur. Il faut noter que les études de sensibilité ont été faites sur un seul facteur à la fois et de manière « discrète » en considérant à chaque fois une seule valeur alternative, et non pas un intervalle ou une distribution de valeurs qui pourrait être pris en compte dans une étude de sensibilité « continue ». Aux dires d'un prestataire interrogé, il est arrivé une seule fois que les variations de 2 paramètres soient étudiées de manière combinée, mais toujours de manière discrète.

Les conclusions des chapitres consacrées aux incertitudes rappellent généralement que de nombreux facteurs conditionnant les calculs de risque sont soumis à des incertitudes qu'il n'est pas possible de réduire (dans l'absolu ou dans la mesure des moyens disponibles). Il arrive néanmoins que les incertitudes estimées les plus déterminantes, c'est-à-dire celles affectant des paramètres qui entraînent un dépassement des seuils de risque, soient discernées, et que des interventions complémentaires en termes de prélèvements d'échantillons soient proposées. Il est de plus systématiquement rappelé que la sélection des paramètres se fait de manière conservatoire.

De manière générale, il est constaté que le traitement des incertitudes dans les études sanitaires de SSP n'a pas progressé du point de vue de la méthodologie, ni de l'exhaustivité, depuis l'une des premières études réalisées sur les SSP en France, à savoir l'étude « avant-gardiste » du site de Gennevilliers réalisée il y a près de 20 ans (Empereur-Bissonnet, 1996), qui a servi de référence à beaucoup d'études ultérieures.

4.2 AVIS DES PRESTATAIRES QUANT A LA PRISE EN COMPTE DES VARIATIONS ET INCERTITUDES

Le prestataire interrogé sur le sujet, qui s'avère être l'un de ceux accordant la plus grande place au traitement des incertitudes, déclare traiter cet aspect plutôt par respect des règles de l'art que par souci de conformité avec la réglementation qui semble assez peu exigeante du point de vue des incertitudes. D'ailleurs les guides techniques du Ministère sortis en 2007, s'ils mentionnent les incertitudes afférentes aux différentes techniques, en particulier, l'échantillonnage, n'exigent pas une analyse des incertitudes a posteriori, ou du moins n'en définissent pas les termes. Les remarques des parties prenantes sur le traitement des incertitudes dans les rapports d'étude sanitaire de SSP sont très rares et, quand elles surviennent, proviennent a priori uniquement de l'Autorité sanitaire et restent d'une portée minimale : ajout d'une phrase ou d'un paragraphe, demande d'un calcul de sensibilité supplémentaire. Ainsi le prestataire ne se sent pas particulièrement motivé pour affiner le traitement des incertitudes au-delà du niveau actuel, d'autant plus que les prix proposés pour les études sanitaires SSP sont réduits du fait de la concurrence, ce qui laisse donc peu de disponibilité pour un travail supplémentaire dépassant le nécessaire demandé.

Le prestataire ne compte pas de personnel formé aux techniques statistiques, même si l'un de ses cadres avait suivi la formation « incertitudes » de l'ENSP (actuellement EHESP) il y a une dizaine d'années pensant que les exigences réglementaires allaient s'accroître, mais en vain. Par contre, si une demande émanait, soit des commanditaires, soit de la réglementation, soit de nouveaux guides méthodologiques de référence, le prestataire serait bien entendu prêt à former ces cadres et acquérir les équipements nécessaires, d'autant plus qu'il compte un département « Recherche et Développement » qui se penche en particulier sur les techniques de prélèvements d'échantillon.

Le prestataire soulève également le problème de communication avec les parties prenantes et avec le public que pourrait entraîner un traitement avancé des incertitudes. Un travail de pédagogie, voire de formation formalisée devrait être entrepris, en particulier pour les représentants des associations environnementales, même si ceux-ci sont généralement déjà très compétents dans le domaine de l'évaluation de risque sanitaire.

4.3 RECAPITULATION DES SOURCES ET DES METHODES APPLICABLES

Les Tableaux 4.1a à 4.1d ci-dessous récapitulent pour les différentes sources :

- les impacts des incertitudes et variations en termes de résultats, sur la base des indices d'amplitude (cf. § 3.1),
- les méthodes applicables pour réduire les incertitudes ou caractériser les variations afférentes aux études sanitaires de SSP et les prestations spécifiques qu'elles nécessitent. Ces méthodes s'inscrivent dans le cadre des possibilités d'intervention des prestataires présents sur le marché, et nécessitent parfois des compétences complémentaires pouvant être acquises rapidement et pour un coût modéré (analyses Monte-Carlo, approche hybride, etc.) ou le recours à des prestataires plus spécialisés (géostatisticiens, par exemple) facilement mobilisables,
- les dispositions à prendre pour les commanditaires,
- les impacts en termes de coût à supporter par ces derniers.

Concernant les coûts, l'amélioration de la prise en compte des incertitudes et variations met en jeu deux grands types de prestations additionnelles :

- des prestations consistant à augmenter la connaissance de l'état de pollution par des investigations complémentaires et/ou des traitements renforcés des données de terrain (géostatistiques) : ces prestations ont un coût significatif par rapport au coût des prestations de « base » et augmentent également les délais de restitution des résultats (plusieurs semaines).
- des prestations consistant à traduire les données de terrain en termes de risque par des choix justifiés et transparents de facteurs d'exposition tenant compte des variations et incertitudes : ces prestations ont un coût généralement modéré, même si elles mobilisent des techniques particulières, qui peuvent être facilement mise en œuvre par les bureaux d'études après formation légère d'une partie de leur personnel. Le temps nécessaire à ces prestations ne devrait pas dépasser quelques jours.

En fait, les coûts, à la charge des commanditaires, ne sont pas les seuls enjeux de la prise en compte des variations et des incertitudes dans les études sanitaires.

Tableau 4.1a : Méthodes de prise en compte des incertitudes dans les prestations liées aux études sanitaires des SSP

Incertitude	Impact potentiel sur le résultat (indice d'amplitude)	Méthode d'amélioration des incertitudes	Tâches du prestataire	Contraintes commanditaires	Impact potentiel sur le coût A < 25 % B : 25 à 50 % C : 50 à 100 % D : > 100 %
Connaissance des substances d'intérêt	10	Connaissance approfondie de l'histoire du site et des process utilisés	Revue de l'ensemble des documents relatifs au site, identification des zones d'ombres, émissions d'hypothèses sur les substances utilisées et leurs produits d'évolution	Clauses à ajouter/modifier au cahier des charges (CdC) Prise en compte dans la note technique de l'évaluation.	A à C
Echantillonnage sol	100 ou 10	Optimisation de la stratégie d'échantillonnage (quantitative et quantitative)	Justification claire de la première campagne ²² proposée (généralement limitée à cause des coûts) dans l'offre technique Description du mode détaillé de constitution des échantillons (support) Examen des résultats au terme de la première campagne et justification d'une campagne complémentaire Proposition d'une campagne complémentaire	Clauses à ajouter/modifier au CdC Réunion post campagne avec le prestataire Acceptation de campagne complémentaire si justifiée	A à C (si campagne complémentaire)
		Utilisation mesures <i>in situ</i> (quand adaptées à la substance recherchée)	Justification de la nécessité ou non d'utiliser des mesures <i>in situ</i> dans l'offre technique, complémentarité avec prélèvement et analyses classiques Présentation matériel et compétence du BET ou références du sous-traitant	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation.	C
		Utilisation de méthodes géostatistiques	Consultation d'un bureau de géostatistique) ou service interne du prestataire pour commenter la première campagne de prélèvements. Intérêt justifié d'un traitement géostatistique des données Proposition éventuelle d'une campagne complémentaire Traitement géostatistique des résultats.	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation Acceptation de la campagne complémentaire et du traitement géostatistique si justifiés.	B (consultation) D (si traitement géostatistique des données)
Echantillonnage eaux de surface	10	Optimisation de la stratégie d'échantillonnage eaux et sédiments (quantitative et quantitative)	Justification de la stratégie en fonction : - du contexte hydrologique, documentation consultée et investigations complémentaires éventuelles (limnigraphie ou autres.) - des polluants suspectés : hydrocarbures flottants ou plongeants - de la demande d'investigations complémentaires après examen des premiers résultats	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Acceptation de la campagne complémentaire si justifiée.	A à C
Echantillonnage eaux souterraines	20	Optimisation de la stratégie d'échantillonnage (quantitatif et quantitatif)	Justification de la stratégie en fonction : - du contexte hydrogéologique : documentation consultée et investigations complémentaires éventuelles (géophysique ou autres) si milieu particulier (karstique, fracturé, etc.) - des polluants suspectés : hydrocarbures flottants ou plongeants - de la demande éventuelle d'investigations complémentaires après examen des premiers résultats.	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation Acceptation de la campagne complémentaire si justifiée.	A à C

²² Le terme « campagne » peut dans ce tableau s'appliquer à une série de campagnes, notamment pour les eaux où les variations saisonnières peuvent être importantes

Tableau 4.1b : Méthodes de prise en compte des incertitudes dans les prestations liées aux études sanitaires des SSP (suite)

Incertitude	Impact potentiel sur le résultat (indice d'amplitude)	Méthode d'amélioration des incertitudes	Tâches du prestataire	Contraintes commanditaires	Impact potentiel sur le coût A < 25 % B : 25 à 50 % C : 50 à 100 % D : > 100 %
Echantillonnage productions potagères	20	Optimisation de la stratégie d'échantillonnage en fonction de la représentativité du sol et prendre en compte stade de croissance des végétaux	Justification des points de prélèvement en fonction de l'exposition au site et de la diversité et stade de développement des productions potagères. Prélèvement conforme au guide méthodo. (ADEME, et al 2014) Prise en compte des similarités pédologiques et de l'utilisation d'amendements (chaux, compost, fumier, etc.) par les jardiniers.	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Contrôle de conformité du rapport.	B
Echantillonnage air intérieur	10	Optimisation de la stratégie d'échantillonnage	Justification des points de prélèvement en fonction des conditions de ventilation et d'occupation, et des sources intérieures de pollution. Point de prélèvement de référence (locaux non influencés par le site)	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation.	A
		Optimisation de la qualité des prélèvements et de l'interprétation des résultats	Dans l'offre technique : description détaillée et justification du matériel et des méthodes utilisées. Prise en compte des facteurs d'influence dans l'interprétation des résultats.	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Contrôle de conformité du rapport.	A
Echantillonnage gaz du sol	20	Optimisation de la qualité des prélèvements de type « sondes » (piézaires et autres), traitement échantillons, interprétation des résultats	Dans l'offre technique : description détaillée et justification du matériel et des méthodes utilisées. Blancs de terrain et de mesures obligatoires. Références du BET ou du sous-traitant en la matière. Prise en compte des paramètres météorologiques dans l'interprétation des résultats.	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation.	A
		Utilisation privilégiée des techniques nouvelles par chambre de captage	Dans l'offre technique : justification et description détaillée des méthodes utilisées. Blancs de terrain et de mesures obligatoires. Aptitude du terrain. Prise en compte des paramètres météorologiques dans l'interprétation des résultats.	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation.	A
Gestion des échantillons	2	Optimisation de la qualité des prélèvements de terrain et traitement des échantillons avant labo	Dans l'offre technique : description détaillée du matériel et des méthodes utilisées, procédures internes. Duplication obligatoire des échantillons pour vérification éventuelle	Clauses à ajouter/modifier au CdC Prise en compte dans la note technique de l'évaluation.	A à C
Mesurage de laboratoire : mise en solution des ETM du sol et choix méthode analyse	3	Choix et prise en compte de la méthode utilisée (HF, ER ou autres) dans l'interprétation des résultats Utilisation des méthodes les plus adaptées aux matrices et aux éléments dosés	Dans l'offre technique : description de la méthode employée par le laboratoire sous-traitant (même si non encore sélectionné) et justification de ce choix. Sélection des laboratoires en fonction de la méthode. Rappel de la méthode dans le corps du rapport d'étude et prise en compte dans l'interprétation des résultats. Dans l'offre technique : description des méthodes analytiques utilisées par le laboratoire sous-traitant (même si non encore sélectionné) et justification de ce choix, en particulier pour Hg, Se, As, Mo, et hydrocarbures	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Contrôle de conformité du rapport.	A

Tableau 4.1c : Méthodes de prise en compte des incertitudes dans les prestations liées aux études sanitaires des SSP (suite)

Incertitude	Impact potentiel sur le résultat (indice d'amplitude)	Méthode d'amélioration des incertitudes	Tâches du prestataire	Contraintes commanditaires	Impact potentiel sur le coût A < 25 % B : 25 à 50 % C : 50 à 100 % D : > 100 %
Analyse instrumentale	3	Prise en compte des limites de détection et quantification	Recours à un ou des laboratoires accrédités, demande formelle de fourniture des limites de détection et quantification. Analyse par autre laboratoire si doute. Mentionner les limites de détection et quantification pour chaque paramètre et commenter dans le corps du rapport (chapitre incertitudes)	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Contrôle de conformité du rapport.	A
Prises en compte des hydrocarbures totaux et fractions	10	Prise en compte des fractions d'hydrocarbures quand pollutions aux HC avérée mais attribution raisonnée de VTR	Demande de fractionnement au labo sous-traitant avec incertitudes afférentes (méthode interne) quand pollution aux hydrocarbures avérée. Attribution raisonnée des VTR - aux fractions Cx-Cy : élimination des VTR avec FI >> 1000 - non attribution de VTR aux hydrocarbures totaux (HT) sauf pour prouver l'acceptabilité du risque	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Contrôle de conformité du rapport.	B
Situation de référence	-	Sol de référence correspondant réellement à la situation initiale	Approche graduelle en fonction des informations disponibles : - caractérisation générale des sols alentours (géologie, pédologie et usages) - si sols peu perturbés à proximité : prélèvement et analyse (échantillonnage aléatoire) - sinon utilisation référentiel sol régional si existant - sinon recherches analyses réalisées dans la région - sinon utilisation référentiel national, vérification cohérence avec géologie et pédologie locale	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Contrôle de conformité du rapport.	A
Facteurs physiques et physiologiques : poids et surface corporels, débits inhalés	2	Prise en compte de la variabilité des facteurs physiques et physiologiques dans la population cible	Approche déterministe recommandée : - 2 catégories : enfant + adulte, - choix de valeurs spécifiques françaises actualisées, valeurs caractéristiques (moyenne, médiane, P95) - Si données françaises non-existantes, dérivation éventuelle de données étrangères (Europe et USA) Approche probabiliste possible, mais uniquement pour situation particulière	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Contrôle de conformité du rapport.	A
Fréquence et durée d'exposition	2	Prise en compte de la variabilité de la fréquence d'exposition dans la population	En fonction de l'âge et de l'activité des populations cibles : - Adultes résidents : utiliser les statistiques actualisées et régionalisées si existantes, prendre en compte les périodes de vacances - Adultes professionnels : utiliser les horaires de travail - Enfants : intégrer la scolarisation en fonction de l'âge (3-6 ans), les périodes de vacances et autres	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Contrôle de conformité du rapport.	A

Tableau 4.1d : Méthodes de prise en compte des incertitudes dans les prestations liées aux études sanitaires des SSP (suite et fin)

Incertitude	Impact potentiel sur le résultat (indice d'amplitude)	Méthode d'amélioration des incertitudes	Tâches du prestataire	Contraintes commanditaires	Impact potentiel sur le coût A < 25 % B : 25 à 50 % C : 50 à 100 % D : > 100 %
Ingestion de terre	5	Utilisation de données validées récemment par les institutions françaises en tenant compte de la variabilité inhérente à ce genre de données	Utilisation des valeurs INERIS-INVS 2012 selon deux niveaux d'approche possibles <ul style="list-style-type: none"> - approche déterministe : choix de valeurs conservatoires (P95 des données long terme = 86,6, borne supérieure du support des données court terme = 350, etc.) : si valeurs de risque nettement en deçà des seuils : arrêt de l'évaluation, sinon étape suivante : - approche probabiliste : utilisation de la distribution de probabilité ajustée des valeurs LT ou de possibilité des valeurs CT pour définir l'ensemble des possibles, à combiner avec la distribution des concentrations dans les zones d'exposition critique et autres facteurs critiques 	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Accepter le surcoût lié à la réalisation d'une analyse probabiliste (défini dans l'offre financière)	A (approche déterministe) ou D (approche probabiliste)
Consommation des légumes autoproduits	5	Assurer la représentativité des données de consommation retenues par rapport à la situation réelle actuelle ou à venir.	Trois niveaux d'approche possibles : <ul style="list-style-type: none"> - Utilisation des données nationales actualisées, adaptées en fonction du contexte local, à caractériser : justification des valeurs utilisées (maximales, moyennes, etc.). Sur la base de documents, investigations ou enquêtes sommaires - Si existant, utilisation possible d'enquêtes réalisées à proximité : sous réserve de justification de la similarité des contextes - Réalisation d'une enquête spécifique : zone d'étude, population cible, échantillon, questionnaire, réalisation, interprétation, seulement si enjeux importants, à justifier <p>Dans l'avenir, utilisation du protocole ADEME quand il sera validé</p>	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Prise en compte dans la note technique de l'évaluation. Contrôle de conformité du rapport.	A ou D (si enquête spécifique)
Biodisponibilité, bioaccessibilité	100	Prise en compte de la biodisponibilité orale dans la matrice sol	Deux approches alternatives : <ul style="list-style-type: none"> - Réalisation de tests BA <i>in vitro</i> validés en fonction des substances (par ex test Barge pour As et Pb) sur la fraction < 250 µm. - A défaut, utilisation de valeurs par défaut US-EPA : <ul style="list-style-type: none"> o BDR As = 60 % (recommandation) et o BDR Pb = 60 % (utilisation dans le modèle IEUBK), BDR Pb à calculer selon la VTR adoptée <p>Dans les 2 cas, caractériser la BD relative par rapport à la matrice utilisée dans la VTR.</p>	Clauses à ajouter/modifier au CdC. Accepter le surcoût lié à la réalisation de tests <i>in vitro</i> (défini dans l'offre financière)	A (valeur par défaut) ou C (tests BA <i>in vitro</i>)

4.4 ENJEUX DE LA PRISE EN COMPTE DES VARIATIONS ET INCERTITUDES POUR LES DIFFERENTS ACTEURS

Si elle est toujours satisfaisante du point de vue scientifique et de la transparence, la prise en compte des variations et incertitudes peut présenter certains inconvénients pour les différents acteurs de l'évaluation des risques tels que présentés au Tableau 4.2.

Tableau 4.2 : Opportunités et contraintes liées au renforcement de la prise en compte des incertitudes par les différents acteurs

	Opportunités	Contraintes
Commanditaires	Non recours exagéré au principe de précaution Diminution des travaux de réhabilitation et coûts associés	Coûts des études augmentés Modification des cahiers des charges Besoins d'assistance pour interpréter les résultats Risques d'apparition de risques « nouveaux » Communication plus délicate avec le public
Prestataires	Prestation augmentée et de meilleure qualité Acquisition de compétences nouvelles ou renforcement des compétences existantes	Risque de sous-estimation des prix dans un marché très concurrentiel Recours à la sous-traitance
Administration	Meilleure connaissance du « champ des possibles » Prise de décision mieux informée	Approche moins « normative » Prise de décision plus délicate
Public	Meilleur niveau d'information Transparence accrue	Compétences nécessaires pour appréciation des enjeux et décisions Sensation de complexification du problème de la part du commanditaire ou de l'Administration

Du point de vue de l'interprétation et de la présentation des résultats, les deux principales contraintes à surmonter sont :

- la non application systématique du principe de précaution, remplacé par un principe de « prudence maximale raisonnable »,
- la complexité de la forme de certains résultats, en particulier les approches probabilistes, à l'attention d'un public non « initié », même chez les personnes présentant un bon degré d'instruction. Si le concept de variabilité est généralement facile à appréhender par le public, celui d'imprécision est beaucoup plus difficile et surtout moins acceptable. En effet, le terme « imprécision » peut receler la notion d'insuffisance des efforts réalisés pour connaître la situation, la volonté de cacher des choses et, de manière plus générale, la non maîtrise de l'évaluation. Les termes de distribution ou d'intervalles « flous » peuvent également diminuer le degré de confiance.

5. ILLUSTRATIONS DE L'INFLUENCE DES DIFFERENTES SOURCES DE VARIATIONS ET D'INCERTITUDES SUR LA BASE D'ETUDES REELLES

5.1 AVERTISSEMENT IMPORTANT SUR LA LECTURE ET LA VALORISATION DE CE CHAPITRE

Dans les prochains paragraphes, les données chiffrées écrites en caractères droits sont directement tirées de rapports d'études réelles désignées par de simples acronymes afin d'en conserver la confidentialité. Les données introduites à dessein par l'auteur du présent rapport et les résultats qui en découlent sont écrits en italique. L'utilisation de caractères gras ne sert qu'à souligner les principaux résultats.

Les exemples traités ci-après **n'ont pour but que d'illustrer**, sur la base de rapport d'études réelles de sols pollués, l'impact en termes de résultats numériques que peuvent présenter sur les résultats décisionnels (risques), différentes approches afférentes aux sources de variations et d'incertitudes identifiées dans les chapitres précédents. **En aucun cas**, les démarches décrites ci-après ne peuvent être considérées comme **des recommandations ni même des actions validées** par l'auteur du présent rapport ou son commanditaire (Record), qui déclinent toute responsabilité sur l'usage abusif qui peut en être fait.

5.2 EXEMPLES QUANTITATIFS

5.2.1 EXEMPLE ILLUSTRANT L'INFLUENCE DES FACTEURS HUMAINS D'EXPOSITION

Exemple 1 : le plomb par ingestion de sol chez l'enfant dans l'étude ADF

L'ingestion de sol par l'enfant cause un dépassement du seuil acceptable de risque non cancérigène pour la grille IEM pour le plomb. Le QD mesuré est de 0,6, basé sur la concentration maximale de 200 mg/kg obtenue sur un sondage Smax prélevé sur l'épaisseur 0-20 cm. Un sondage voisin distant d'environ 30 m, prélevé sur la même épaisseur et selon le même protocole donne une concentration de 120 mg/kg et les autres sondages, distants de 50 m et plus montrent des concentrations inférieures à 60 mg/kg. Le sondage Smax présente de plus une singularité organoleptique : limon sableux noir avec cailloux contre limon marron (sans cailloux) pour les autres sondages.

Le Tableau 5.1 suivant permet de tester la sensibilité de certains paramètres du calcul d'exposition en les remplaçant par des valeurs moins maximisantes du risque, mais potentiellement justifiables dans l'état des connaissances actuelles. On s'aperçoit que le quotient de danger (QD) peut ainsi passer de la catégorie « incertaine » à la catégorie « acceptable », c'est-à-dire $QD < 0,2$.

Tableau 5.1: Sensibilité de certains paramètres d'exposition pour le plomb de l'étude ADF

Calcul d'exposition	Concentration sol (mg/kg)	Taux d'ingestion de sol(mg/j)	Fréquence d'exposition (jours)	Biodisponibilité relative (%)	Quotient de danger
Etude ADF	200	150	365	100	0,60
Alternative_1	200	87⁽¹⁾	365	100	<i>0,35</i>
Alternative_2	200	<i>87⁽¹⁾</i>	330⁽²⁾	100	<i>0,31</i>
Alternative_3	200	<i>87⁽¹⁾</i>	<i>330⁽²⁾</i>	60⁽³⁾	<i>0,18</i>

⁽¹⁾ P95 distribution ajustée (INERIS et INVS, 2012)

⁽²⁾ valeur couramment adoptée (tient compte du temps passé hors domicile)

⁽³⁾ valeur utilisée dans le modèle IEUBK de l'US-EPA

Il faut également noter que la singularité organoleptique du sondage Smax pourrait peut-être justifier un traitement géostatistique permettant d'associer cette donnée secondaire à la variable d'intérêt, à savoir la concentration en Pb.

Note : Ces dossiers ont été traités et examinés avant la publication de l'avis du HCSP sur le plomb (juillet 2014). Les approches retenues seraient différentes aujourd'hui, sans pour autant que cela ne remette en cause les conclusions de l'analyse qui en est faite ici et les préconisations formulées.

5.2.2 EXEMPLES ILLUSTRANT L'INFLUENCE DE LA BIODISPONIBILITE

Exemple 2 : L'arsenic et le plomb par ingestion de sol (usage récréatif) chez l'enfant dans l'étude ADM

La zone d'étude, marquée notamment par la présence visible de cendres industrielles supposées riches en ETM, comprend une zone d'exposition à caractère résidentiel (Zr). Le calcul de risque pour les enfants en usage récréatif dépasse les seuils acceptables pour les effets non cancérogènes du plomb et de l'arsenic et les effets cancérogènes de l'arsenic.

La zone d'exposition Zr est assez réduite et 1 seul sondage y a été pratiqué. D'autres sondages ont été réalisés à proximité dans des zones adjacentes également marquées par la présence de cendres, mais par d'autres opérateurs. L'évaluation de risque a été faite sur les concentrations du sondage unique, réalisé par le BET auteur du rapport, soient 710 mg d'As/kg et 6100 mg de Pb/kg. Les sondages les plus proches, en limite de zone et réalisés par le même prestataire, donnent à environ 10 m, 14 mg d'As/kg et 220 mg de Pb/kg et à 30 m, 140 mg d'As/kg et 150 mg de Pb/kg. Un sondage plus éloigné à environ 40 m, réalisé par un prestataire différent, donne 2500 mg d'As/kg et 2500 mg de Pb/kg. L'ensemble de ces sondages a été réalisé dans la « zone des cendres ». Le risque calculé montre un dépassement des seuils d'un facteur 21 et 16, pour As et Pb non cancérogène et 83 pour As cancérogène.

Les Tableaux 5.2 et 5.3 suivants permettent de tester la sensibilité de certains paramètres du calcul d'exposition en les remplaçant par des valeurs moins maximisantes du risque. Les alternatives 1 à 3 sont potentiellement justifiables dans l'état des connaissances actuelles. L'alternative 4 (pour l'As cancérogène) serait beaucoup plus difficile à justifier mais illustre l'intérêt d'une approche probabiliste (taux d'ingestion de sols).

Tableau 5.2 : Sensibilité de certains paramètres d'exposition pour le plomb (non cancérogène) de l'étude ADM

Calcul d'exposition	Concentration sol (mg/kg)	Ingestion sol (mg/j)	Fréquence d'exposition (jours)	Durées d'exposition (an)	Biodisponibilité relative (%)	QD
Etude ADM	6100	150	330	6	100	16
Alternative_1	6100	87⁽¹⁾	330	6	100	9
Alternative_2	6100	87 ⁽¹⁾	55⁽²⁾	6	100	1,5
Alternative_3	6100	87 ⁽¹⁾	55 ⁽²⁾	6	60⁽³⁾	0,9

⁽¹⁾ P95 distribution ajustée (INERIS et INVS, 2012)

⁽²⁾ valeur utilisée dans une autre étude prenant en compte la scolarisation et les saisons

⁽³⁾ valeur utilisée par défaut par US-EPA

Tableau 5.3 : Sensibilité de certains paramètres d'exposition pour l'arsenic cancérigène de l'étude ADM

Calcul d'exposition	Concentration sol (mg/kg)	Ingestion sol (mg/j)	Fréquence d'exposition (jours)	Durées d'exposition (an)	Biodisponibilité relative (%)	ERI (* 10 ⁻⁵)
Etude ADM	710	150	330	6	100	83
Alternative_1	710	87⁽¹⁾	330	6	100	48
Alternative_2	710	87 ⁽¹⁾	55⁽²⁾	6	100	8
Alternative_3	710	87 ⁽¹⁾	55 ⁽²⁾	6	60⁽³⁾	5
Alternative_4	710	33⁽⁴⁾	55 ⁽²⁾	6	60 ⁽³⁾	1,9

⁽¹⁾ P95 distribution ajustée (INERIS et INVS, 2012)

⁽²⁾ valeur utilisée par étude SOT3

⁽³⁾ valeur utilisée par défaut par US-EPA

⁽⁴⁾ moyenne distribution ajustée (Dor, 2012)

5.2.3 EXEMPLE ILLUSTRANT L'INFLUENCE DU CHOIX DE LA CONCENTRATION REPRESENTATIVE D'UN SOL DE SITE

Exemple 3 : l'arsenic et le plomb par ingestion de sol (usage industriel) chez l'adulte dans l'étude ADM

Dans l'étude ADM, une zone fortement polluée (Zp) montre par endroit des concentrations en ETM relativement extrêmes. Etant donné que de nombreux prélèvements et analyses ont été réalisés dans la zone, le prestataire a décidé de prendre comme concentrations représentatives du site pour l'As et le Pb, non pas les concentrations maximales, mais le percentile 90 (P90) des concentrations. Cette approche n'est cependant pas celle préconisée par l'US EPA qui consiste à prendre la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne des échantillons (cf. § 3.2.8.2). Le Tableau 5.4 suivant décrit l'impact d'une telle approche sur les indices de risques et sur les catégories de risques définies dans l'approche IEM.

Tableau 5.4 : Influence du choix des valeurs représentatives des concentrations de As et Pb sur des zones très polluées de l'étude ADM

Approche	ETM	Concentration maximale	P90 des concentrations	QD (Catégorie IEM)	ERI Catégorie IEM
Etude ADM (choix des P90)	Arsenic	Non retenu	4700	0,894 (zone incertitude)	2,5 10 ⁻⁴ (inacceptable)
	Plomb	Non retenu	22700	0,407 (zone incertitude)	6,9 10 ⁻⁶ (zone incertitude)
Alternative (choix des concentrations maximales)	Arsenic	31000	Non retenu	5,897 (inacceptable)	1,6 10 ⁻³ (inacceptable)
	Plomb	41000	Non retenu	1,618 (zone incertitude)	1,2 10 ⁻⁵ (inacceptable)

5.2.4 EXEMPLES ILLUSTRANT L'INFLUENCE DES VTR ATTRIBUEES A CERTAINES COUPES D'HYDROCARBURES TOTAUX

Exemple 4 : hydrocarbures totaux par ingestion de sol dans l'étude STR

Dans l'étude STR, les hydrocarbures totaux (HCT) ont été mesurés selon les coupes C12-C16, C16-C21 et C21-C40 sans distinction des fractions aliphatiques et aromatiques. Sur un des sites étudiés, la coupe C21-C40 montre la plus haute concentration dans les sols avec 590 mg/kg MS. Pour les HCT, le prestataire a décidé d'appliquer deux fois le principe de précaution :

- en premier lieu, il utilise les VTR applicables à la fraction aromatique des HCT, et non les VTR applicables aux composés aliphatiques, réputés moins toxiques,
- en second lieu, pour la fraction C21-C40, le prestataire applique la VTR de 0,03 mg/kg/j fournie par le TPHCW pour la fraction aromatique C9-C35, et qui est en fait la VTR du pyrène. Or le pyrène, qui est par ailleurs mesuré séparément et individuellement (ainsi que le reste des 16 HAP), est un composé en C16 et aucune VTR n'a été identifiée pour les composés aromatiques de C17 à C32.

La VTR de 0,03 mg/kg/j appliquée à la concentration de 590 mg/kg aboutit pour le scénario « ingestion de sol » à un QD = $9,7 \cdot 10^{-3}$, soit 81 % de la somme des QD de l'ensemble des substances considérées pour cette voie d'exposition ($\sum QD_{ing-sol}$). Les autres coupes de HCT contribuent pour 8 % à $\sum QD_{ing-sol}$ (soient 89 % pour la somme des HCT) et les 16 HAP également mesurés, y contribuent en cumul pour 7 %.

En d'autres mots, le fait d'avoir mesuré les HCT, de leur avoir appliqué les VTR des fractions aromatiques et d'avoir appliqué la VTR du pyrène (C16) à la coupe C21-C40, a multiplié par un facteur voisin de 10, la somme des QD pour la voie d'exposition ingestion de sol.

Le Tableau 5.5 permet d'évaluer l'impact sur le QD cumulé de la voie d'exposition « ingestion de sol » d'un choix de VTR à divers niveaux de précaution :

- approche du prestataire : VTR aromatique (pyrène) pour HCT C16-21 et C21-40,
- alternative 1 : VTR aromatique (pyrène) pour HCT C16-21 et VTR générique HCT C21-40, car il n'existe pas de composés aromatiques à VTR connue de C17 à C32,
- alternative 2 : VTR générique HCT pour HCT C16-21 et C21-40, car les hydrocarbures ont été dosés sans distinction des fractions aliphatique et aromatique.

Tableau 5.5: Impact du choix des VTR pour les hydrocarbures totaux sur le risque lié à l'ingestion de sol dans l'étude STR

Approche	Coupe HCT	VTR mg/kg/j	QD HCT	QD 16HAP	QD total ing. sol (HCT+16HAP)	QD HCT/ QD total
Etude STR	C16-C21	0,03	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$8,1 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	93 %
	C 21-C40	0,03	$9,7 \cdot 10^{-3}$			
Alternative_1	C16-C21	0,03	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$8,1 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	55 %
	C 21-C40	1	$2,9 \cdot 10^{-5}$			
Alternative_2	C16-C21	0,1	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$8,1 \cdot 10^{-4}$	$8,7 \cdot 10^{-4}$	7 %
	C 21-C40	1	$2,9 \cdot 10^{-5}$			

Ce tableau n'a pas pris en compte la coupe C9-C16 des HCT et les chlorophénols dont les QD, même cumulés, restent faibles par rapport à ceux des autres HCT et HAP.

Exemple 5 : hydrocarbures aromatiques totaux par ingestion de sol dans l'étude SGA

Dans l'étude SGA, ce sont les hydrocarbures aromatiques totaux (HAT) qui ont été mesurés dans le sol suivant les coupes C12-C16, C16-C21 et C21-C35. Pour la coupe C21-C35, le prestataire a décidé de ne pas prendre de VTR car la seule recommandée était celle du pyrène, dosé individuellement dans les 16 HAP. De ce fait, cette coupe n'intervient pas dans le calcul de risque par ingestion de sol. Si on voulait appliquer un niveau de précaution identique à celui du prestataire de l'étude STR (exercice précédent), il serait attribué à cette coupe C21-C35, une VTR de 0,03.

Le Tableau 5.6 suivant montre que la non prise en compte de la coupe C21-C35 réduit d'un facteur 4 et d'un facteur 3,5, respectivement chez l'enfant et chez l'adulte, la somme des QD attribuables aux hydrocarbures aromatiques totaux pour l'ingestion de sol et poussière.

Tableau 5.6 : Impact du choix des VTR pour les hydrocarbures aromatiques sur le risque lié à l'ingestion de sol et de poussières dans l'étude SGA

Approche	Hydrocarbures aromatiques totaux (HAT)	VTR mg/kg/j	DJE ingestion sols et poussières mg/kg/j		QD ingestion sols et poussières	
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte
Etude SGA	C12-C16	0,03	$4,52 \cdot 10^{-5}$	$3,77 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
	C16-C21	0,03	$1,08 \cdot 10^{-4}$	$9,04 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$
	C 21-C35	-	$5,52 \cdot 10^{-4}$	$4,60 \cdot 10^{-5}$	(0)	(0)
	Total HAT				$5,1 \cdot 10^{-3}$	$4,3 \cdot 10^{-4}$
Alternative (attribution d'une VTR à la coupe C21-C35)	C12-C16	0,03	$4,52 \cdot 10^{-5}$	$3,77 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
	C16-C21	0,03	$1,08 \cdot 10^{-4}$	$9,04 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$
	C21-C35	0,03	$5,52 \cdot 10^{-4}$	$4,60 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$
	Total HAT				$2,2 \cdot 10^{-2}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$

Dans la réalité des études testées ici (STR, SGA), les concentrations d'hydrocarbures « totaux » dans les sols sont basses et donc les QD associés restent éloignés de plusieurs ordres de grandeur de la valeur critique (QD = 1). En conséquence, les choix concernant les VTR n'ont que peu d'impact sur les décisions. Si les QD avoisinaient la valeur de 1, la justification d'un choix tel que la non-attribution d'une VTR à la coupe C21-C35 des aromatiques serait un véritable enjeu, même si des arguments solides peuvent être présentés.

5.2.5 EXEMPLE ILLUSTRANT L'INFLUENCE DES CONTAMINANTS EXOGENES DANS L'INGESTION DE LEGUMES AUTOPRODUITS

Exemple 6 : concentration de phénanthrène (HAP) dans le chou

Dans l'étude STR, un chou prélevé dans un jardin dont le sol contenait 0,1 mg/kg MS de phénanthrène (HAP) présente une concentration de 110 µg/kg de matière fraîche soit 550 µg/kg MS (en prenant 80 % d'eau dans le chou frais). Cette concentration entraîne par ingestion de végétaux autoproduits chez l'enfant, un QD = $5,7 \cdot 10^{-4}$, soit 66 % de la somme des QD pour l'ensemble des HAP.

Le prestataire a émis un doute sur le rôle du site dans l'origine de ce HAP en déclarant qu'il était généralement peu présent dans les sols et par contre relativement abondant dans les émissions atmosphériques générées par les transports (moteurs diesel en particulier). Il aurait pu ajouter que le

rapport des concentrations feuille/sol en MS est égal à $550/100 = 5,5$, soit un BCF 40 fois supérieur à la valeur de référence utilisée pour le phénanthrène et les légumes-feuille au Québec (Beausoleil et Price, 2010). Cela aurait renforcé l'argumentation en faveur d'une pollution exogène probablement liée à la circulation automobile. Le Tableau 5.7 ci-après donne le détail des BCF pour les HAP détectés et indique le poids du phénanthrène dans la constitution des QD. Les BCF étant tous relativement élevés, l'hypothèse d'une origine exogène partielle, voire majoritaire, des HAP dans le chou ne peut être écartée, en particulier pour le fluorène.

Tableau 5.7 : Impact du choix des VTR pour les hydrocarbures totaux sur le risque lié à l'ingestion de sol dans l'étude STR

	Teneur max. feuilles de chou ($\mu\text{g/g MF}$)	Teneur sol (mg/kg MS)	Facteur de bioconcentration (BCF) (1)	BCF référence (2)	QD consommation légumes autoproduits (3)	
					Enfant	Adulte
Fluorène	13	0,02	3,2	0,196	$7,4 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Phénanthrène	110	0,1	5,5	0,124	$5,7 \cdot 10^{-4}$	$8,3 \cdot 10^{-4}$
Anthracène	4,3	0,03	0,71	0,124	$2,9 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-6}$
Fluoranthène	25	0,24	0,52	0,061	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$
Pyrène	5,4	0,19	0,14	0,0589	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$
QD Total HAP					$8,6 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$
QD Phénanthrène/ QD total					66 %	69 %

(1) La teneur en eau du chou est estimée à 80 %

(2) au Québec (Beausoleil et Price, 2010)

(3) Les légumes fruits et racines ne sont pas reportés car contribuant très faiblement au QD.

5.3 CONCLUSIONS ET LECONS A TIRER DES EXEMPLES

Les exemples ci-dessus illustrent le fait que des résultats numériquement très différents peuvent être obtenus par des changements dûment justifiés de valeurs de paramètres ou d'hypothèses. La méprise serait de les considérer comme des arguments mettant en cause la rigueur des études sanitaires des SSP et donc diminuant la confiance que l'on peut accorder à leurs résultats. Ils permettent simplement d'avoir un regard critique sur l'application systématique du principe de prudence (équivalent du principe de précaution en matière d'évaluation) qui consiste à retenir des valeurs et des hypothèses maximisant les expositions, et donc les risques. Cette approche est certes rassurante et prévient toute critique, voire même toute discussion sur les résultats. De plus, elle présente l'avantage, non des moindres pour les évaluateurs qui doivent faire leur travail le mieux et le plus vite possible, d'économiser la réflexion sur les valeurs les plus représentatives des paramètres et les hypothèses les plus proches de la réalité.

L'application par défaut du principe de prudence présente par contre l'inconvénient d'introduire un raisonnement quasi-normatif dans l'évaluation avec, à l'extrême des croyances du type « tout va bien quand on applique le principe de prudence, quand on ne l'applique pas, c'est suspect ». Il faut donc inciter les évaluateurs, même si cela n'a pas d'incidence sur la décision finale, à prendre les valeurs de paramètres et les hypothèses d'exposition les plus réalistes possibles et à ne conserver le recours au principe de prudence que lorsqu'on ne peut justifier d'alternative. D'ailleurs, la définition des catégories de risque de la démarche IEM rejoint un peu cet objectif en créant une catégorie « incertaine » ($0,2 < \text{QD} < 5$ et $10^{-6} < \text{ERI} < 10^{-4}$), plutôt que de maintenir l'effet « couperet » des seuils $\text{QD} > 1$ et $\text{ERI} > 10^{-5}$. Les risques entrant dans les catégories « incertaines » devront être revus à la lumière de paramètres ou d'hypothèse réalistes.

6. PRESCRIPTIONS CONTRACTUELLES EN MATIERE DE REDUCTION ET DE TRAITEMENT DES INCERTITUDES

6.1 JUSTIFICATION

Les précédents chapitres du rapport ont montré qu'il existait de nombreuses sources d'incertitudes et de variations dans les processus d'obtention des données et dans les choix des paramètres d'exposition impliqués dans une étude sanitaire de SSP. La propagation de ces incertitudes et variations peut influencer significativement les résultats et par conséquent, dans certains cas, les décisions en termes de gestion des risques sanitaires. Augmenter la fiabilité des résultats en réduisant les incertitudes est possible, dans une certaine mesure, par traitement des données a posteriori (étude de sensibilité, par exemple). Par contre, les éventuelles erreurs commises dans les premières phases de l'étude, en particulier les phases d'échantillonnage et d'analyses ne pourront ainsi être réduites. Aussi il est profitable d'intégrer la prise en compte des incertitudes tout au long du cheminement de l'évaluation, depuis le diagnostic du terrain jusqu'à la caractérisation du risque.

Dans la pratique, la prise en compte des incertitudes est imposée dans les contenus et rapports de prestation concernant les SSP par la norme NF X 31-620-2 (cf. § 2.2.4.1), mais sans imposer aucun degré d'exigence particulier. Les autorités sanitaires et environnementales ne semblent pas non plus très exigeantes du point de vue des incertitudes et les guides méthodologiques (MEDD 2007a, b, c) sont relativement laconiques en la matière. Les incertitudes sont donc traitées par les prestataires selon l'importance qu'ils veulent bien leur accorder, avec plus ou moins de profondeur, mais parfois très superficiellement.

L'exigence de qualité en termes de prise en compte des incertitudes ne peut venir que du commanditaire de l'étude, charge à lui de répercuter ses exigences vers le prestataire par le moyen des marchés de prestations. Dans les paragraphes qui suivent seront donc proposées en premier lieu des procédures à appliquer par les commanditaires désireux d'améliorer la prise en compte des incertitudes dans les études sanitaires des SSP dont ils ont la charge. Il sera ensuite proposé des clauses spécifiques à insérer dans les Dossiers de Consultations des Entreprises spécialisées dans les études sanitaires de SSP.

6.2 PROCÉDURES POUR LES COMMANDITAIRES

6.2.1 LA DEMARCHE GENERALE

La démarche décrite ci-après est une proposition que le commanditaire pourra adapter et fusionner avec son propre CdC-type. Il se peut que certaines actions soient déjà appliquées en routine par des commanditaires. Par ailleurs, certaines actions ne sont pas spécifiques au traitement des incertitudes mais contribuent à la qualité générale de l'étude.

La démarche proposée au commanditaire d'une étude sanitaire de SSP, désireux de voir traiter les incertitudes le mieux possible par le prestataire qu'il aura retenu, se déroule successivement, selon les étapes suivantes:

- 1) Elaboration d'un pré-diagnostic sur la base d'un examen du dossier et de l'ensemble des documents y afférents, et de visites de terrain, en vue de :
 - la constitution d'une **fiche d'information** à l'usage des candidats et d'une note synthétique du commanditaire sur les difficultés et enjeux de l'étude en termes de sources de pollutions, milieux contaminés à investiguer et autres,
 - définition du **niveau minimal d'intervention** (nombre d'échantillons de sols, prélèvement de gaz du sol, etc.) pour le prestataire,

- l'identification des sources majeures de variations et d'incertitudes à maîtriser dans l'étude, notamment celles liées à la répartition des polluants (diversité des sources, hétérogénéité du terrain, complexité ou lacunes historiques, etc.).
- 2) Sur la base des incertitudes liées à la répartition des polluants sur le site : décision quant à la mobilisation d'un **géostatisticien-conseil** (assistance à maître d'ouvrage).
 - 3) Préparation du CdC avec :
 - insertion du dossier d'information avec synthèse du commanditaire,
 - insertion du niveau minimal d'intervention (nombre de prélèvements dans les différents milieux, etc.),
 - insertion des prescriptions spécifiques au traitement des incertitudes,
 - choix de la note d'évaluation relative au traitement des incertitudes (composante de la note technique générale).
 - 4) Visite(s) de terrain avec les prestataires candidats
 - 5) Evaluation des offres techniques des prestataires candidats, notamment en regard du traitement des incertitudes et désignation du titulaire, avec appui du géostatisticien-conseil (si mobilisé).
 - 6) Mise à disposition du titulaire du marché de l'ensemble des documents afférents au site.
 - 7) Revue du plan d'investigation option révisée/augmentée du titulaire, comprenant en particulier le plan d'échantillonnage : validation ou proposition de modifications, avec appui du géostatisticien-conseil (si mobilisé). Prise de décision avec le géostatisticien-conseil (si mobilisé) concernant le traitement géostatistique des données.
 - 8) Revue du rapport préliminaire portant sur des résultats de prélèvements et d'analyses, en regard du traitement des incertitudes : validation ou proposition de prélèvements complémentaires, avec appui du géostatisticien-conseil (si mobilisé).
 - 9) Revue du rapport final en regard du traitement des incertitudes, avec appui du géostatisticien-conseil (si mobilisé).

Les aspects liés à la réduction et au traitement des incertitudes devront également faire partie intégrante des éléments présentés lors de séances publiques d'information.

6.2.2 QUELQUES EXPLICATIONS ET POINTS DE DETAIL

Fiche d'information

Le dossier d'information a pour objet d'apporter au prestataire candidat le plus d'informations possibles afin qu'il puisse construire une offre adaptée aux enjeux d'une part, et qui évite, ou limite, les constats d'insuffisance et/ou le recours à des interventions supplémentaires non programmées, d'autre part. L'idéal sera de faire parvenir aux candidats l'ensemble des pièces techniques du dossier, y compris les études antérieures avec leurs résultats. Cependant, pour certains commanditaires de statut industriel, cela pourrait revenir à diffuser certaines informations qu'il veut garder confidentielles, à des candidats non contractualisés. Il est donc nécessaire de réaliser une fiche d'information renseignant suffisamment sur le site et sa complexité sans faire pour autant apparaître les données « sensibles ».

Le Tableau 6.1 suivant récapitule les principales informations qui devraient figurer dans la fiche d'information, accompagnée éventuellement de documents photographiques ou cartographiques.

Tableau 6.1 : Principales informations à fournir aux prestataires candidats à la réalisation d'une étude sanitaire de SSP

Modèle	Contenu
Histoire industrielle/environnementale du site	Qualification : - bien documentée ou - faiblement documentée (lacunes probables)
Origine des pollutions	Description - activités industrielles complexes, ou - déversement chronique (fuite de réservoir, dépôts de matériaux pollués, etc.), ou - déversement accidentel (terminé, réparé), ou - autres
Investigations/études environnementales/sanitaires antérieures sur tout ou partie du site	Qualification : - inexistante, ou - sommaires, ou - avancées qualité moyenne (ou anciennes), ou - avancées bonne qualité
Identification des polluants d'intérêt	Description : - polluants d'intérêt identifiés ou facilement identifiables (liste) - polluants d'intérêt non totalement identifiés et difficilement identifiables
Liste des polluants identifiés à investiguer :	Énumération des substances individuelles ou des familles chimiques
Superficie du site, partition éventuelle	Surface totale, zonage
Homogénéité physique du terrain	Caractérisation en fonction des apports extérieurs, terrassement et/ou de remaniements : - relativement homogène ou - très hétérogène
Particularités naturelles	Description sommaire : - cours d'eau traversant ou susceptible de recevoir les pollutions - nappes phréatiques - zones d'intérêt écologique, - autres
Environnement humain	Description sommaire : - proximité et densité des populations (qualitatives) - établissements sensibles - activités exposantes (jardinage, etc.)
Futurs usages (programmés)	Qualification : - résidentiel avec ou sans jardin - récréatif - commercial industriel - autres
Milieux potentiellement pollués	Liste avec probabilité associée d'être pollués (certain/probable/peu probable) : - sol (et poussières) - gaz interstitiels du sol - air intérieur - air extérieur - eaux souterraines - eaux de surface - sédiments - fruits et légumes autoproduits - autres

En complément de la fiche d'information, il est recommandé au commanditaire de rédiger une « Note d'orientation » synthétique relatant, et éventuellement, hiérarchisant, les principaux enjeux sanitaires ainsi que les principales contraintes auxquelles le futur titulaire aura à se confronter. Cette note traitera entre autre de la prévention des erreurs et du traitement des incertitudes, par exemple, la nécessité de prendre en compte les battements de la nappe ou les variations de niveau d'un cours d'eau récepteur de pollution, ou encore de s'adresser à une population particulière. Elle fera mention

également des lacunes éventuelles en matière d'informations sur le site : activités peu documentées, suspicion de sources de pollutions non visibles (enfouies ou autres), etc.

Mobilisation d'un géostatisticien-conseil

La répartition des concentrations de polluants dans le sol peut être considérée comme la « source-mère » des incertitudes. Cela est plus particulièrement vrai au niveau de sites encore sans usage destinés à être développés dans le cadre de projets immobiliers, d'urbanisme ou autres. Dans les aménagements futurs, la pollution des sols conditionnera l'exposition par ingestion de sol, de végétaux cultivés sur place ou encore, indirectement, par l'air intérieur ou extérieur et pourra compromettre la qualité de l'eau utilisée pour la consommation ou autres utilisations. Pour cette raison, le degré de confiance dans les valeurs mesurées en tant que représentantes des futurs niveaux d'exposition est crucial. Les premiers déterminants de cette confiance sont d'une part, le choix du nombre et de la localisation des prélèvements (qui sont forcément en nombre limité eu égard aux coûts de prélèvements et d'analyses), et d'autre part, les extrapolations possibles des concentrations aux zones non prélevées. Sur ces deux aspects, le conseil d'un géostatisticien expérimenté dans les SSP peut s'avérer très utile pour rationaliser et optimiser le plan d'échantillonnage proposé par le prestataire. L'appui du géostatisticien conseil pourra être demandé aux étapes suivantes :

- préparation des offres,
- sélection des candidats,
- revue de la stratégie d'échantillonnage en début d'étude,
- validation des résultats des prélèvements et d'analyses et proposition éventuelle d'action complémentaire,
- traitement géostatistique des données, si jugé nécessaire,
- revue du rapport final,
- présentation du rapport aux autorités sanitaires et environnementales,
- communication des résultats au public.

En dehors du traitement géostatistique des données qui peut prendre plusieurs semaines, la durée des interventions est de l'ordre d'1 à 3 jours chacune. Du point de vue contractuel, le plus simple pour le commanditaire est de conclure avec le géostatisticien conseil un accord de prestation sur bon de commande. Il faudra bien entendu veiller au respect de la confidentialité et à éviter tout conflit d'intérêt.

Niveau minimal d'intervention

Cette recommandation ne s'applique pas spécifiquement à la gestion des incertitudes mais vise à l'amélioration générale de la qualité de l'étude et par conséquent à créer un cadre favorable à la réduction des erreurs et au traitement des incertitudes résiduelles.

Lors de la rédaction d'un CdC pour une étude sanitaire de SSP, le choix s'offre au commanditaire de détailler au maximum la prestation à effectuer ou à laisser l'initiative au candidat la description de l'approche à mettre en œuvre.

La première solution (CdC très détaillé) nécessite pour le commanditaire de très bien connaître son dossier ainsi que les pratiques, normes et méthodologies applicables, en quelques sorte, à être aussi compétent que le prestataire. Le deuxième inconvénient est de discriminer les candidats

principalement sur les aspects financiers avec le risque de voir le titulaire sacrifier la qualité de son travail au coût de celui-ci (limitation du temps passé sur le terrain et à étudier les dossiers, etc.). Enfin, les offres très « bordées » des candidats laisseront mal apparaître leurs véritables compétences. Cependant, sous réserve d'une sélection préalable (consultation restreinte) de prestataires reconnus pour leurs compétences, cette solution pourrait être conseillée aux commanditaires sélectionnant les offres uniquement sur la base du prix (« moins disant »).

La seconde solution « extrême » (CdC totalement ouvert) présente l'inconvénient d'obtenir un éventail très diversifié d'offres, depuis des offres déficientes jusqu'aux offres surdimensionnées avec des rapports qualité/prix pas toujours facile à établir.

En conséquence, la solution intermédiaire d'un niveau minimal d'intervention (nombres de prélèvements dans les différents milieux, etc.) est recommandée, notamment pour les procédures d'appel d'offre « ouvert » et pour les commanditaires intégrant la qualité de la proposition technique dans leur évaluation (« mieux disant »). Elle permet d'une part de dissuader les candidats de niveler par le bas la qualité de leur prestation, tout en leur laissant la possibilité de démontrer leurs compétences et la plus-value qualitative apportée par leur méthodologie. Evidemment, même si l'offre doit toujours répondre aux objectifs fixés par le CdC, elle doit toujours prévoir la possibilité de prestations supplémentaires « optionnelles », des travaux supplémentaires en termes de prélèvements et d'analyses.

Note technique accordée à la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de l'offre.

Il s'agit par ce moyen de motiver les prestataires candidats à améliorer leur offre technique en matière de traitement des incertitudes. Pour les commanditaires évaluant les offres sur la base d'un système de notation par critères techniques et financiers, il est proposé d'accorder à la prise en compte des incertitudes, une part de 5 % dans la note technique globale. Le sous-critère « incertitudes » devra apparaître clairement dans la description du mode d'évaluation des offres figurant dans le Dossier de Consultation des Entreprises.

6.3 PRESCRIPTIONS RELATIVES A L'OFFRE DU PRESTATAIRE CANDIDAT

6.3.1 CLAUSE RELATIVE A L'OFFRE DU CANDIDAT (NOTE TECHNIQUE)

Il est proposé d'insérer les prescriptions suivantes dans le CdC à la rubrique « élaboration de l'offre des candidats ». Elles ne constituent bien entendu pas la totalité des prescriptions de cette rubrique. Elles ont pour but de faciliter l'évaluation des offres des BET candidats vis-à-vis du traitement des incertitudes. Elles rappellent ou complètent les exigences liées aux normes en vigueur, notamment la norme NF X 31-620-2 sur les *Prestations de services relatives aux sites et sols pollués - Partie 2 : Exigences dans le domaine des prestations d'études, d'assistance et de contrôle*.

Dans son offre, le candidat :

- décrira de manière détaillée et justifiée les stratégies et méthodologies qu'il appliquera dans ses prestations en particulier :
 - les substances recherchées, de manière la plus précise possible (spéciation du chrome, coupes et fractions d'hydrocarbures, etc.),
 - d'après les propriétés de ces substances, leur possibilité de transferts dans les différents milieux,
 - les milieux investigués : sols, eaux souterraines, eaux de surface, sédiments, végétaux cultivés, air intérieur et extérieur, gaz interstitiels du sol, autres,

- le nombre et la localisation (cartographiée) des prélèvements qu'il compte effectuer, ainsi que d'autres informations importantes : profondeur, support (volume et géométrie), échantillons composites, etc.,
 - l'intérêt d'utiliser des analyseurs *in situ* (sondes IR, XRF, PID, FID, etc.) en appui aux prélèvements,
 - les scénarios d'exposition à évaluer (populations cibles et sources d'exposition).
- citera l'ensemble des textes réglementaires, normes, guides méthodologiques, bonnes pratiques, ainsi que les bases de données et référentiels a priori utilisés dans l'étude,
 - si pertinent, décrira son expérience en matière de prélèvement de gaz interstitiels de sols ou d'eaux souterraines et toutes autres informations renseignant sur sa compétence dans ce type de prestations,
 - citera ses références concernant le même type d'études sur les 5 dernières années en précisant pour chaque référence les milieux investigués, les substances dosées, et les méthodes utilisées dans la mesure où ces méthodes seront répliquées dans la présente étude,
 - décrira l'ensemble des méthodes de prélèvement des différents milieux en décrivant en particulier le matériel utilisé, y compris les moyens d'accès au milieu (forage, etc.) et les précautions afférentes aux contaminations possibles, les récipients et les procédures relatives à la traçabilité, à la conservation et au transport des échantillons jusqu'au laboratoire,
 - désignera le ou les laboratoires, qu'il sollicitera pour les analyses, leurs accréditations et les procédures de contrôles internes et externes. Il est rappelé que ces laboratoires doivent être accrédités COFRAC pour la norme ISO CEI 17025,
 - décrira les méthodes utilisées pour les analyses de laboratoire, avec description succincte et référence normative, description plus détaillée pour les méthodes non normalisées, et les limites de quantification associées,
 - le cas échéant, décrira en les justifiant les méthodes utilisées pour les mesures *in situ* (sondes IR, XRF, PID, FID, etc.). Pour chaque type de matériel utilisé, il mentionnera les substances mesurées avec les niveaux de précision et les facteurs d'influence (humidité, interférences, etc.),
 - décrira la manière dont seront traitées et présentées les incertitudes afférentes à l'étude, en particulier celles relatives à l'estimation des expositions (concentrations d'exposition, schéma conceptuel, scénarios d'exposition, populations cibles, etc.), en conformité avec les prescriptions spécifiques énoncées au paragraphe X du présent CdC..

6.3.2 PRESCRIPTIONS RELATIVES A LA PRESTATION DU TITULAIRE

Généralités

Il est recommandé de consacrer un chapitre spécifique du CdC à la prise en compte des incertitudes dans la partie relative aux prestations du titulaire. Les paragraphes suivants donnent de manière indicative les clauses à insérer dans ce chapitre. L'avertissement suivant, à placer en tête de ce chapitre « incertitudes », peut s'avérer utile pour éviter toute confusion chez les candidats.

Avertissement (à placer en tête du chapitre consacré aux incertitudes).

Les clauses suivantes ne font planer aucun doute sur la compétence du Titulaire et n'ont pas pour vocation de se substituer à son savoir-faire et son expérience de terrain qui restent des déterminants essentiels à la réduction de certaines incertitudes.

D'un autre côté, ces clauses n'exemptent en rien le Titulaire du strict respect des règles de l'art dans la conduite de l'étude sanitaire ni du suivi des normes et documents méthodologiques pertinents émis par les autorités et institutions compétentes. Elles complètent ou ne font que rappeler certaines bonnes pratiques en la matière, dans un but d'améliorer la transparence des décisions et des démarches du Titulaire dans la gestion des incertitudes à chaque étape de l'évaluation.

Présentation du traitement des incertitudes dans le rapport

Le traitement des incertitudes est considéré important dans le déroulé de l'étude et l'interprétation de ses résultats. Cependant, dans la forme, les références aux incertitudes ne doivent pas alourdir la lecture du rapport et rendre moins visibles les principales conclusions sur lesquelles s'appuient les décisions. Dans ce but, le Titulaire concentrera le plus possible le traitement des incertitudes dans un (seul) chapitre dédié, placé en fin de rapport ou dans les annexes conjointes. De cette manière le lecteur du rapport pourra consulter aisément et rapidement le chapitre dédié aux incertitudes en cas de besoin. Des renvois à ce chapitre seront insérés dans le corps du rapport, chaque fois que nécessaire pour justifier les décisions prises.

Incertitudes sur la connaissance des polluants d'intérêt du site

Après avoir, selon les règles de l'art, passé en revue et récapitulé l'ensemble des documents relatifs à l'histoire industrielle du site, le Titulaire émettra un avis argumenté sur le caractère exhaustif des informations disponibles en tant que descripteurs des polluants d'intérêt de l'étude. Il évaluera dans ce cadre :

- la possibilité d'activités anciennes potentiellement polluantes non décrites, sur la base, par exemple, d'éventuelles discontinuités temporelles dans les activités documentées. Dans le cas d'activités suspectées mais non documentées, les matières polluantes potentiellement liées à ces activités devront être listées,
- la nature exhaustive des listes de substances polluantes employées, stockées ou générées par le site (y compris produits d'évolution ou de dégradation des hydrocarbures ou autres), tout au long de son utilisation. Cela se fera sur la base de documents spécifiques (fournisseurs, registres internes, etc.) ou génériques (processus de fabrication, bilans matières, analyses de filières, etc.).

Le Titulaire évaluera dans quelle mesure les investigations environnementales antérieures (états des lieux, diagnostics, audits et autres) ont pris en compte les données ci-dessus et éventuellement réduit les incertitudes précédemment identifiées.

Le Titulaire dressera enfin la liste des substances polluantes (individuelles ou, le cas échéant, familles chimiques) d'intérêt pour l'étude sanitaire du site, en caractérisant la présence de chaque substance ou famille de substances par le qualificatif de :

- *certaine* : substance déjà mesurée sur le site,
- *probable* : substance non détectée (recherchée ou non) sur le site, mais dont la documentation montre qu'elle a été utilisée/stockée/générée par les activités du site,
- *possible* : substance non détectée, dont l'utilisation, le stockage ou la génération n'est pas clairement établie par la documentation mais dont la présence peut être néanmoins suspectée. Parmi les substances suspectées, on peut inclure des produits d'évolution et de dégradation de substances certaines ou probables.

Face à ces listes, le Titulaire justifiera sa stratégie en matière de recherches de substances chimiques dans les différents milieux (types de prélèvements et d'analyses). Il rappellera le cas échéant la possibilité de la présence de substances toxiques non identifiées et non recherchées, fautes d'informations suffisantes (documentation trop superficielle, périodes d'activité peu documentées, etc.). Le Titulaire émettra des recommandations pour d'éventuelles recherches ultérieures visant à réduire ces incertitudes résiduelles.

Incertitudes sur la connaissance du terrain physique

A l'instar de la démarche concernant la connaissance des polluants d'intérêt, le Titulaire appréciera les incertitudes liées à l'histoire physique du site et de ses sols : état originel (naturel), remaniements de sol, apports de matériaux exogènes (remblais) et excavations. La nature des matériaux actuellement en place devra être décrite avec le plus de précision possible sur la base de la documentation historique et des résultats des investigations antérieures. Si des zones d'incertitudes subsistent quant à ces aspects, elles devront être caractérisées.

Incertitudes sur la connaissance des eaux de surface et des eaux souterraines

Dans sa description des eaux de surface et des eaux souterraines (si étudiées), le Titulaire caractérisera les variations de celles-ci susceptibles d'influencer leurs concentrations en polluants, avec, au minimum :

- pour les eaux de surface : variations saisonnières de débit (cours d'eau), de volume (plan d'eau) et, si pertinent, de niveau de surface (cours et plan d'eau),
- pour les eaux souterraines : variations saisonnières de niveau (battements), de vitesse d'écoulement, nature et continuité de l'aquifère et possibilité de poches isolées (karst, par exemple).

Les bases de données hydrologiques et hydrogéologiques seront consultées à cet effet ainsi que, le cas échéant, des spécialistes familiers du contexte local hydrologique ou hydrogéologique. Le Titulaire en déduira la représentativité des échantillons prélevés au moment de l'étude et la nécessité éventuelle de procéder à des échantillons complémentaires au cours de l'année, ou de prévoir une dispersion spatiale importante des prélèvements ou encore d'appliquer des modèles d'extrapolation pour estimer les niveaux maximaux et/ou moyens.

Valorisation des résultats des études antérieures

Le Titulaire récapitulera les résultats quantitatifs des investigations antérieures en précisant autant que possible :

- le mode et le protocole de prélèvement,
- le support des échantillons (volume et géométrie),
- les méthodes d'analyses utilisées,
- pour les ETM : la méthode de mise en solution (minéralisation ou digestion) et particulièrement le réactif d'attaque du sol (HF+HClO₄, eau régale ou autre).

Si ces informations ne sont pas disponibles pour le Titulaire, celui-ci devra le signaler.

Validation géostatistique

Avant de procéder aux prélèvements de terrain, la stratégie et le plan d'échantillonnage du Titulaire seront soumis au Commanditaire pour validation avec éventuellement l'assistance du Géostatisticien Conseil. Cette validation pourra être accompagnée de préconisations du Commanditaire pour la réalisation de prélèvements complémentaires visant à renforcer la rationalisation de l'échantillonnage. Si ces préconisations entraînent des coûts supplémentaires de prélèvements et/ou d'analyses, ceux-ci seront pris en charge par le Commanditaire sur la base des prix unitaires fournis par le Titulaire.

Prélèvement et traitement des échantillons avant analyse

Le Titulaire indiquera, pour l'ensemble des échantillons prélevés, la technique utilisée, la nature des récipients (flaconnage), le mode de stabilisation (avec adjuvant), de conservation et de transport des échantillons au laboratoire. Le temps écoulé entre le prélèvement et l'analyse en laboratoire sera également indiqué (éventuellement sous forme de limite maximale). Ces informations devront être conformes à des normes référencées ou, en absence de normes, à des recommandations ou pratiques de laboratoires communément admises et documentées.

Mesurages *in situ* et autres méthodes semi-quantitatives

Le recours aux mesurages *in situ* (sondes PIF, FID, XRF, etc.) peut s'avérer précieux dans la levée de doute, le « screening » des polluants du sol ou la délimitation des zones polluées, et peut augmenter le degré de confiance dans la représentativité des échantillons prélevés. Ces méthodes non destructives restent cependant par nature semi-quantitatives et souvent fortement influencées par les conditions locales (température, humidité, interférences entre substances, etc.). Le Titulaire devra récapituler les incertitudes quantitatives et les conditions de validité des mesures telles qu'indiquées par les fabricants/fournisseurs ou dans la littérature pertinente et les mettre en regard des conditions du site au moment de la réalisation des mesures. Les résultats de ces mesurages ne pourront en principe servir de base à des calculs de risques sanitaires. Enfin, il faut rappeler que les analyses *in situ* ne couvrent pas la totalité des polluants d'intérêt, notamment les insecticides ou l'amiante.

Analyses en laboratoire

Pour la réalisation des analyses chimiques, le Titulaire ne pourra avoir recours qu'à des laboratoires accrédités ISO/CEI 17025 (un seul ou plusieurs). Chaque laboratoire sous-traitant devra être présenté avec l'ensemble de ses certifications ainsi que ses procédures de validation interne et externe qu'il met en œuvre. L'ensemble des méthodes analytiques (y compris la préparation des échantillons) utilisées pour les analyses des échantillons du Titulaire devront être référencées dans le rapport ou sommairement décrites dans le cas d'analyses ne faisant pas l'objet de normalisation (fraction hydrocarbures, Cr VI, autres). Le Titulaire devra demander au(x) laboratoire(s) de fournir, pour chaque substance :

- les seuils de quantification ou de détection de la méthode employée,
- une estimation de l'incertitude de mesure, conformément au paragraphe 5.10.3.1 de la norme ISO/CEI 17025.

Ces données devront être incluses dans le rapport du Titulaire. Il est de la responsabilité du celui-ci de s'assurer que les méthodes, normalisées ou non, utilisées par les laboratoires (ou leurs sous-traitants) sont bien conformes aux résultats recherchés dans le cadre de l'étude sanitaire.

Pour les analyses nécessitant une digestion du sol (dosage d'ETM hors Hg, Se et Cr VI), la méthode demandée a priori par défaut par le Titulaire sera celle utilisant l'eau régale (acides nitrique et chlorhydrique) selon la norme NF EN 16174. Si le Titulaire estime qu'une méthode alternative (HF, fusion alcaline) est plus appropriée, il devra décrire et justifier l'utilisation de cette méthode. Le choix de la méthode de minéralisation reste fondamentalement de la responsabilité du Titulaire.

Référentiels sol

Le référentiel sol utilisé par le Titulaire afin de comparer les résultats d'analyse d'ETM obtenus sur le site et d'en déduire l'état de dégradation du site étudié, sera le plus spécifique possible du point de vue géographique et pédo-géologique.

Dans tous les cas, le Titulaires devra :

- signaler, sur une base documentaire pertinente, les singularités géologiques éventuelles qui pourraient être responsables d'anomalies locales dans les teneurs en ETM des sols,
- s'assurer de la cohérence des méthodes d'analyses appliquées dans l'obtention des données de référence et des données obtenues sur le site, en particulier de la méthode de digestion préalable (eau régale ou acide fluorhydrique), qui peut influencer significativement les résultats pour certains ETM.

Gestion de la variabilité des facteurs humains d'exposition

Les prescriptions suivantes doivent être considérées comme des recommandations améliorant la gestion des incertitudes et par conséquent, la qualité de l'étude. Le choix des valeurs quantitatives des paramètres abordés ci-après reste cependant de l'entière responsabilité du Titulaire.

Paramètres humains physiques et physiologiques

Pour les caractéristiques physiques ou physiologiques des populations cibles intervenant dans les calculs de risques tels que le poids corporel, le débit inhalé et autres, le Titulaire se basera sur les données les plus géographiquement pertinentes et les plus actualisées disponibles dans la littérature. Cela vaudra particulièrement pour les populations spécifiques telles que les enfants. Les valeurs représentatives ponctuelles (maximales, médianes, percentiles de distribution) devront être décrites et leurs choix justifiés. Cela vaut également pour le choix des distributions si l'approche probabiliste est retenue par le Titulaire.

Ingestion de terre et poussières

Les taux d'ingestion involontaire de terre et de poussières devront reposer sur des données actualisées et devront être justifiés pour chaque population cible : enfants, adultes résidents, professionnels, etc.

Paramètres temporels

Le choix des valeurs de fréquence et de durée d'exposition devra être clairement justifié et adéquat aux populations cibles, en s'appuyant si possible sur des données statistiques pertinentes et actualisées.

Consommation alimentaire, notamment végétaux autoproduits

Concernant les quantités consommées de végétaux autoproduits, le Titulaire basera son estimation sur les données les plus géographiquement pertinentes et les plus actualisées disponibles dans la littérature, y compris dans la littérature grise (autres rapports SSP, enquêtes spécifiques, etc.). A défaut de données plus spécifiques, les données nationales les plus récentes pourront être utilisées.

Prise en compte de la biodisponibilité des ETM

Le Titulaire est encouragé à prendre en compte la biodisponibilité des substances toxiques dans les calculs de risques sanitaires liés à l'ingestion de sols et/ou de poussières, cette approche restant cependant de sa propre et entière responsabilité. Les valeurs de biodisponibilité peuvent être tirées de la littérature à condition qu'elles soient validées par des institutions de référence, comme c'est par exemple le cas pour As, Cd et Pb. Le Titulaire pourra également faire réaliser des tests de bioaccessibilité *in vitro* validés pour les substances étudiées avec les sols du site. Dans ce cas, pour les risques, il devra veiller à tester la fraction granulométrique la plus à même d'adhérer aux mains, à savoir la fraction < 200 µm.

Analyse quantitative des incertitudes

Une analyse quantitative des incertitudes pourra être proposée par le Titulaire, allant de la forme la plus simple (étude de sensibilité) à la plus complexe (approches probabilistes, possibilistes ou mixte).

Des analyses de sensibilité simples, à 1 ou 2 paramètres, devront être réalisées par le Titulaire pour des paramètres dont les variations sont jugées déterminantes pour les niveaux d'exposition (taux de renouvellement de l'air, taille des bâtiments, etc.). En cas de traitement insuffisant ou insatisfaisant, le Commanditaire s'accordera le droit de pouvoir en exiger la réalisation, sans modification du montant du marché.

Valeurs représentative de la pollution des sols.

Dans la détermination des concentrations représentatives des concentrations de polluants, le Titulaire n'est pas tenu de choisir systématiquement la concentration maximale, en particulier si celle-ci est éloignée des autres. D'autres approches, basées sur les statistiques peuvent être envisagées si clairement justifiée. Ce choix reste cependant de l'entière responsabilité du Titulaire.

7. PERSPECTIVES DE RECHERCHES A COURT TERME

Les critères retenus pour définir de futures actions de recherche en matière de maîtrise des incertitudes sont :

- Le poids actuel de l'incertitude dans les décisions relative à l'évaluation sanitaire et la gestion des SSP
- La possibilité de réduire cette incertitude par une action de recherche à court terme (moins de 5 ans) à l'aide d'un budget relativement limité (moins de 150 000 euros),
- La possibilité d'appliquer directement des résultats de la recherche dans la méthodologie actuelle des études sanitaires des SSP.

Quatre pistes de recherche qui nous ont semblées prioritaires, sont proposées selon ces critères, même si naturellement ces pistes ne peuvent prétendre couvrir de manière exhaustive les besoins de recherche dans le domaine :

- Mise au point de tests standardisés de phyto-disponibilité pour les SSP,
- Faisabilité d'une systématisation de la prospection par sondes de mesure *in situ* couplée à la géostatistique dans le but de réduire les incertitudes sur les sites répondant à certains critères,
- Mise au point d'un logiciel d'analyse géostatistique évaluant les incertitudes d'échantillonnage directement du point de vue des risques sanitaires (étude pilote),
- Mise au point d'un guide méthodologique pour l'application de la logique floue dans le traitement des incertitudes liées aux études sanitaires des SSP et pour la communication autour des résultats qui en découlent.

Il n'a pas été proposé de recherches sur la bioaccessibilité/biodisponibilité car celles-ci sont déjà en cours actuellement.

Ces voies de recherches sont présentées et argumentées dans les tableaux ci-après.

Thème de la recherche	Mise au point de tests standardisés de phyto-disponibilité pour les SSP
Résultats escomptés	Faisabilité de la mise au point de tests standardisés de phyto-disponibilité pour les SSP. A l'instar des tests de bioaccessibilité, ces tests permettraient d'estimer la phyto-disponibilité des polluants des sols pour un végétal test et d'en déduire les concentrations potentielles dans les végétaux couramment cultivés dans les jardins potagers.
Source d'incertitudes visée et poids sur la décision	Exposition par consommation de denrées agricoles autoproduites. Voie d'exposition susceptible de « tirer » le risque au-delà des seuils admissibles. Actuellement l'estimation est basée soit sur la modélisation (où de nombreux paramètres sont fixés de manière approximative (pH, etc.)), soit sur un échantillonnage de divers végétaux cultivés sur le terrain au moment de l'étude avec donc des incertitudes liées aux espèces et variétés, au stade de développement des plantes, aux conditions climatiques du moment, etc.
Etat actuel des connaissances (sommaire)	De nombreux travaux sur la phyto-disponibilité, notamment des ETM, ont été menés depuis deux décennies, en particulier pour étudier l'impact des épandages de boues résiduelles sur les parcelles agricoles. D'un autre côté, il existe par exemple, des méthodes standardisées (test de végétation) pour estimer l'assimilation par les plantes des éléments nutritifs en fonction des fertilisants apportés. Pour des raisons pratiques, ces tests se font à l'aide de graminées non consommées par les humains (ray-grass). Il serait donc intéressant de tester d'éventuelles correspondances entre les résultats de ces tests et ceux obtenus avec des légumes cultivés dans les jardins.
Type de recherche et composantes	<ul style="list-style-type: none"> • 1^{ère} phase : recherche bibliographique pour décrire l'état des connaissances et les résultats d'éventuels essais réalisés avec des sols pollués en France et à l'étranger, • 2^{ème} phase : si étude bibliographique concluante, recherche en laboratoire pour la mise au point de tests adaptés à l'établissement de correspondances entre plantes-tests et plantes couramment cultivées.
Prestataires potentiels	<ul style="list-style-type: none"> • 1^{ère} phase : consultant ou étudiant(s) (mémoires de fin d'études ingénieur), • 2^{ème} phase : laboratoire de recherche, financement de thèse ou autres.
Coût estimatif	<ul style="list-style-type: none"> • 1^{ère} phase : 25 000, • 2^{ème} phase : 100 000 euros.

Thème de la recherche	Faisabilité d'une systématisation de la prospection par sondes de mesure <i>in situ</i> couplée à la géostatistique dans le but de réduire les incertitudes sur les sites répondant à certains critères
Résultats escomptés	Méthode formalisée de prospection par sondes de mesures <i>in situ</i> (Fluo X, PID, FID, etc.) couplée à des méthodes géostatistiques. Estimation des coûts associés et définition de critères de coût-efficacité de la méthode, en fonction des caractéristiques des sites.
Source d'incertitudes visée et poids sur la décision	La représentativité des échantillons pour caractériser l'exposition réelle (estimation maximale, maximale raisonnable ou centrale) et une des principales sources d'incertitudes (« mère » des incertitudes) dans les études sanitaires de SSP. L'application d'une telle méthode permettrait de réduire le degré d'incertitudes au minimum, en particulier pour les sites pollués hétérogènes et de grande superficie.
Etat actuel des connaissances (sommaire)	Pour l'instant cette démarche a été appliquée une seule fois sur un site pollué aux métaux lourds en Belgique (projet « Repérage »). Bien que fructueux, l'essai n'a pas été renouvelé.
Type de recherche et composantes	<ul style="list-style-type: none"> • Etude pilote et étude de faisabilité • Elaboration d'un guide méthodologique
Prestataires potentiels	<ul style="list-style-type: none"> • Société/consultant spécialisé(e) en géostatistique et bureau d'étude spécialisé dans les SSP
Coût estimatif	<ul style="list-style-type: none"> • Etude pilote : cofinancement <ul style="list-style-type: none"> ○ partie « réglementaire » financée par le Propriétaire/promoteur ou par l'ADEME si propriétaire défaillant ○ surcoût géostatistique et rapport de faisabilité : 20 000 euros • Elaboration du guide méthodologique : 5 000

Thème de la recherche	Mise au point d'un logiciel d'analyse géostatistique évaluant les incertitudes d'échantillonnage directement du point de vue des risques sanitaires (étude pilote)
Résultats escomptés	Logiciel de géostatistique, adapté ou non d'un logiciel commercial donnant directement les résultats exprimés en risques sanitaires, en fonction de scénarios d'exposition et de VTR préétablis avec la quantification de l'incertitude y afférente
Source d'incertitudes visée et poids sur la décision	La représentativité des échantillons pour caractériser les risques sanitaires (estimation maximale, maximale raisonnable ou centrale) et une des principales sources d'incertitude (« mère » des incertitudes) dans les études sanitaires de SSP. L'application d'une telle méthode pourrait augmenter le niveau de confiance pour l'Administration et le Public dans les résultats de l'étude.
Etat actuel des connaissances (sommaire)	Actuellement, les méthodes de géostatistiques sont utilisées pour définir les probabilités de dépassement de seuils critiques dans un but de gestion des sols pollués. Cette approche peut être mise à profit au niveau de l'évaluation des risques par estimation des risques liés à l'échantillonnage.
Type de recherche et composantes	<ul style="list-style-type: none"> • Création ou adaptation de de logiciel commercial existant • Elaboration d'un guide d'utilisation
Prestataires potentiels	<ul style="list-style-type: none"> • Société/consultant spécialisé(e) en géostatistique
Coût estimatif	<ul style="list-style-type: none"> • 30 000 euros

Thème de la recherche	Mise au point d'un guide méthodologique pour l'application de l'approche possibiliste dans le traitement des incertitudes liées aux études sanitaires des SSP et pour la communication autour des résultats qui en découlent
Résultats escomptés	Guide méthodologique permettant au prestataire d'étude sanitaire ou à un sous-traitant de se familiariser avec l'approche de la logique floue (probabilités incertaines) et de son application aux données intervenant dans les études sanitaires qui ne peuvent être traitées par des approches classiques telles que les simulations de Monte Carlo. Ce guide traitera également de la manière dont les résultats issus de cette approche peuvent être présentés au public.
Source d'incertitudes visée et poids sur la décision	De nombreuses variables déterminantes pour l'évaluation de risques tels que concentrations en polluant du sol (hétérogène), taux d'ingestion de sol, consommation de légumes autoproduits, ou encore fréquence d'exposition, ne montrent pas de distribution paramétrique telles que distribution normale, log-normale ou autres. Les incertitudes relatives à ces données ne peuvent être traitées par approche probabiliste mais par approche possibiliste. Cependant, encore faut-il décider de la forme de la distribution probabiliste à donner à ces variables et pouvoir expliquer les résultats au public.
Etat actuel des connaissances (sommaire)	Le BRGM a édité en 2005 un petit document sur l'approche possibiliste et a développé le didacticiel HyRisk permettant d'utiliser de manière combinée les approches probabiliste et possibiliste pour étudier la propagation des incertitudes avec des paramètres liés par des opérations simples. Bien que très clair, ce document manque cependant d'exemples concrets et n'indique pas de moyen de décider quelle forme donner aux distributions probabilistes en fonction des variables, ni comment communiquer autour des résultats.
Type de recherche et composantes	<ul style="list-style-type: none"> • Elaboration d'un guide méthodologique
Prestataires potentiels	<ul style="list-style-type: none"> • Société/consultant spécialisé(e) dans le domaine des approches possibilistes et probabilistes avec des références dans le domaine des SSP
Coût estimatif	<ul style="list-style-type: none"> • 15 000 euros

8. CONCLUSION GENERALE

Dans les études sanitaires de SSP les sources d'incertitudes qui interviennent dans l'exposition des individus sont de nature très diverses, on peut les regrouper en trois catégories : l'ignorance, les erreurs humaines et technologiques et la variabilité inhérente aux phénomènes naturels, en particulier les caractéristiques physiques, physiologiques et comportementales des individus exposés.

La particularité des études sanitaires de SSP par rapport aux études d'ICPE classiques est qu'elles ont toujours comme point de départ des concentrations observées dans les différents milieux d'exposition : sols, eaux de surface et souterraines, gaz du sol, air intérieur, plantes potagères, etc. Il en ressort que les incertitudes liées à ces concentrations se propageront tout le long de la chaîne de calculs menant à l'estimation des expositions, donc des risques. Or ces concentrations proviennent d'échantillons prélevés dans les milieux à certains endroits, à certaines époques, sous certaines conditions et selon certaines méthodes. Ces échantillons seront ensuite, pour la plupart, acheminés et stockés dans certaines conditions avant de faire l'objet d'analyses en laboratoire, selon certaines techniques.

Comme le montre ce rapport, la grande majorité de ces sources d'incertitudes peut être réduite par la conformité à certaines normes et l'observance de bonnes pratiques décrites dans les guides techniques et méthodologiques produits par les institutions de référence. Seule, la localisation des prélèvements demeure une source importante d'incertitudes en particulier dans les milieux faiblement homogénéisant tels que le sol et, dans une moindre mesure, les eaux souterraines. Contrairement aux eaux souterraines ou de surface, le sol est une source d'exposition non surveillée. De plus, le sol est très souvent mis en cause, en raison de l'ingestion involontaire de terres et de poussières, en particulier chez les enfants. La représentativité des échantillons de sol est donc déterminante. Cette représentativité est conditionnée par :

- La connaissance de la répartition des concentrations de chaque polluant d'intérêt sur l'ensemble du site,
- La détermination de la valeur tirée de cette répartition qui représentera le mieux l'exposition des populations.

Quand des travaux sont envisagés, la connaissance des sources de pollution du sol conditionne également la représentativité des échantillons.

La principale contrainte du premier point est que le nombre d'échantillons doit rester limité pour des raisons de coûts. Elle est actuellement surmontée par l'étude documentaire, la compétence et le savoir-faire du prestataire, doublement contrôlée par le commanditaire, a priori, et les autorités sanitaires et environnementales, a posteriori. Il a été montré dans ce rapport que deux techniques peuvent venir améliorer cet aspect :

- d'une part le recours aux méthodes de mesurages *in situ*, qui permettent de balayer de grandes surfaces pour des coûts modérés,
- d'autre part, les méthodes de géostatistique dont il a été montré qu'elles sont déjà appliquées aux SSP mais sur des aspects principalement liés à la gestion (localisation et volumes des terres à excaver), mais elles sont également adaptables à l'évaluation des expositions.

Le second point (choix de la valeur représentative) est actuellement traité la plupart du temps par application du principe de prudence consistant à retenir la concentration maximale observée sur chaque zone d'usage. Une réflexion mérite d'être entreprise sur le sujet au regard de ce qui se fait à l'étranger, notamment aux Etats-Unis (approche statistique du maximum raisonnable).

A l'autre bout de la chaîne, les facteurs humains d'exposition sont soumis à des facteurs d'influence géographique et temporelle. Le rapport montre que les référentiels et/ou les valeurs de référence communément utilisés souffrent d'obsolescence (consommation de légumes, par exemple) et de décalage géographique (valeurs américaines de l'US-EPA pour les masses corporelles, par exemple). Des publications récentes et plus spécifiques ont été identifiées, même si parfois, des enquêtes locales s'avèreraient très profitables, bien qu'elles impactent fortement le budget des

prestations. En entrant plus profondément dans les mécanismes d'exposition, le rapport montre l'intérêt de la prise en compte de la biodisponibilité/bioaccessibilité des polluants dans la matrice sol et en relate les dernières avancées.

Jusqu'à présent, la prise en compte des incertitudes n'est pas pleinement reconnue comme un facteur déterminant de la qualité des études sanitaires de SSP, si ce n'est par l'exigence du respect des normes et des bonnes pratiques et de l'accréditation des laboratoires. L'application du principe de prudence a priori, avec un « retour » éventuel vers des hypothèses plus réalistes lorsque les seuils de risque sont approchés ou dépassés, est généralement la règle implicite. Les incertitudes, quand elles sont traitées, le sont de manière ponctuelle, facteur par facteur, ce qui a pour mérite de simplifier leur présentation. De même, certaines données font l'objet de spéculations (taux d'ingestion de terre, fréquence d'exposition, etc.) alors que des données de plus grande amplitude d'incertitude, telles que les concentrations représentatives de polluants dans les sols, sont considérées comme acquises et non discutables. Des approches « holistiques » prenant en compte l'ensemble des incertitudes rencontrées dans l'estimation des expositions ne sont généralement pas mises en œuvre, sauf à titre expérimental ou académique. Pourtant, les outils existent et peuvent être utilisés en France sans trop de difficultés (approches probabilistes avec simulation de Monte Carlo, approches possibilistes, approches mixtes). La demande semble manquer actuellement de la part des décideurs, mais il n'est pas impossible qu'elle vienne à terme du public où de plus en plus de « sachants » occupent les rangs des associations environnementales.

9. BIBLIOGRAPHIE

ADEME, GIS SOL,INRA. 2007a. Teneurs en huit éléments traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) dans les sols agricoles de France. 49 p.

ADEME, INRA, INERIS, INVS et al. 2014. Guide pour l'échantillonnage de plantes potagères dans le cadre des diagnostics environnementaux. 67 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Guide_echantillonnage-avril_2014.pdf

AFSSA. 2009. Etude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 - INCA 2 (2006-2007). Rapport Version 2. 228 p. <http://www.anses.fr/Documents/PASER-Ra-INCA2.pdf>

Aligon D. 2010. Développement et calage d'une méthode empirique d'appréciation du taux de couverture des besoins en légumes en vue d'une application en gestion des risques sanitaires (cas des sites et sols pollués). Mémoire EHESP. 122p. <http://fulltext.bdsp.ehesp.fr/Ehesp/memoires/igs/2010/aligon.pdf>

APPA-NPC (Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique du Nord-Pas-de-Calais). 2006 - Rapport d'activité 2005. 14 p. http://www.appanpc.fr/_docs/7/fckeditor/file/Rapports_activites/RA_APPANPC_2005.pdf

Baize D, Deslais W, Saby N. 2007 - Teneurs en huit éléments traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) dans les sols agricoles en France. Résultat d'une collecte de données à l'échelon national. Rapport final. ADEME. Angers, convention 0375 C0035 – 84.

Bacigalupo C & Hale B. 2012. Human health risks of Pb and As exposure via consumption of home garden vegetables and incidental soil and dust ingestion: a probabilistic screening tool. Science of the total environment.423 : 27-38

Baize D. 2009. Éléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définitions et utilités. Courrier de l'environnement de l'INRA. N° 57. Pp. 63-72. <http://www7.inra.fr/dpenv/pdf/BaizeC57.pdf>

Baize D, Douay F, Villanneau E et al. 2010. Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord-Pas-de-Calais I. Étude et cartographie des teneurs des horizons de surface. Etude et Gestion des Sols, Vol. 17, 3-4, 2010 – pp. 213 – 237. http://www.afes.fr/afes/egs/EGS_17_3_EGS_17_3_4_web_Baize.pdf

Baudrit C. 2005. Représentation et propagation de connaissances imprécises et incertaines : Application à l'évaluation des risques liés aux sites et aux sols pollués. Thèse Université Toulouse III. UFR Mathématique Informatique Gestion. 98 p.

Beaudeau P, Zeghnoun A, Ledrans M, Volatier JL. 2003. Consommation d'eau du robinet pour la boisson en France métropolitaine : résultats tirés de l'enquête INCA1. Environ Risques Santé. 2 :147-58

Beausoleil M & Price K. 2010. Concentrations de plomb et de HAP mesurées dans les légumes de certains jardins communautaires de Montréal. Direction de santé publique (Québec). Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. 54 p. http://publications.santemontreal.qc.ca/uploads/tx_asssmpublications/978-2-89494-976-4.pdf

Berrure A, Brasseur A, Voyez A. Estimation des risques sanitaires pour les primo intervenants lors du ramassage et de la collecte de produit de type « fuel de propulsion » déversés en mer et sur terre. Mémoire EHESP. 79 p.

Bour O, Saada A, Hulot C, Hazebrouck B. 2013. Mode Opérateur - Apports et limitations de l'analyse des gaz du sol – Projet ATTENA – Phase 2. Rapport ADEME. 87 p. http://www.attena.org/iso_album/modop_gaz_du_sol_rv2.pdf.

Bourrelier PH & Berthelin J. 1998. Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. Académie des Sciences. Rapport N°42. Tec et Doc Ed. 440 p.

BRGM. 2008. Bases de données relatives à la qualité des sols. Contenu et utilisation dans le cadre de la gestion des sols pollués. 26 p.

Caboche J. 2009. Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb. Thèse Doctorat INPL. 249 p. <http://www.bgs.ac.uk/barge/docs/TheseJulienCaboche.pdf>

Caillavet F & Nichele V. 1999. Autoconsommation et jardin. Arbitrage entre production domestique et achats de légumes. Économie rurale. N°250 pp. 11-20.

Calabrese EJ, Stanek EJ., Pekow P. et Barnes RM. 1997. Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site. *Ecotoxicol Environ Saf.* 36:258-268.

Calabrese EJ & Stanek EJ. 1998. Soil ingestion estimation in children and adults: a dominant influence in site-specific risk assessment. *Environ Law Rep.* 28 :10660-7.

CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 2001. Méthode d'analyse Dosage des hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) dans les sols. MA. 410 – Hyd. 1.0 Édition : 1997-02-19 Révision : 2001-04-30 (2). 13 p.

CETE (Centre d'étude Technique de l'Équipement) Nord-Picardie. 2013. Pré-diagnostic *in situ* de la pollution organique d'un sol par sondes intrusives. 23 p. http://actions-incidentives.ifsttar.fr/fileadmin/uploads/recherches/seminaires/JEE_2013/PSUR/1_PSUR_DiagInsitu_DeCour_Burghaeve.pdf

Chen LC et Ma HW. 2013. Using risk maps to link land value damage and risk as basis of flexible risk management for brownfield redevelopment. *Chemosphere.* 90 : 2101–2108.

Courgeau D, Nedellec, Empereur-Bissonnet P. 1999. La durée de résidence dans un même logement. Essai de mesure à l'aide de fichiers EDF. *Population*, 54e année, n°2, pp. 331-341. http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/pop_0032-4663_1999_num_54_2_7001

Davis S & Mirick DK. 2006. Soil ingestion in children and adults in the same family. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 16 :63-75. <http://www.nature.com/jes/journal/v16/n1/pdf/7500438a.pdf>

Denys S, Douay F, Roussel H et al. 2007. Base de données sur les teneurs en éléments traces métalliques de plantes potagères (BAPPET) Présentation et notice d'utilisation. 14 p.

DEPA (Danish Environmental Protection Agency). 2003. Human Bioaccessibility of Heavy Metals and PAH from Soil. 133 p. <http://www.miljoindflydelse.dk/udgiv/Publications/2003/87-7972-877-4/pdf/87-7972-878-2.pdf>

Empereur-Bissonnet P. 1996. Usine à gaz de Gennevilliers : évaluation des risques sanitaires après réhabilitation du site. Rapport final d'étude. Electricité de France – Gaz de France. 173 p.

Dubois D et Guyonnet D. 2011. Risk-informed decision-making in the presence of epistemic uncertainty', *International Journal of General Systems.* 40:145-167

Eurachem - CITAC. 2012. Quantifying Uncertainty in Analytical Measurement (QUAM), Guide. 3rd Edition. 141 p. <http://www.measurementuncertainty.org/pdf/QUAM2000-1.pdf>

FSS International, ISSEP et INERIS. 2008. Reconnaissance assistée de sites pollués par l'utilisation conjointe de mesures rapides sur site et de traitements géostatistiques. Conception et validation d'une démarche itérative de reconnaissance - Rapport final REPERAGE. ADEME. 116 p. www2.ademe.fr/servlet/getBin?name...tomcatlocal1326190170070.pdf.

Gavrelis N, Sertkaya A, Bertelsen L et al. 2011. An Analysis of the Proportion of the US Population that Ingests Soil or Other Non-Food Substances. Hum Ecol Risk Assess. 17 :996-1012.

Geosipol. 2005. Géostatistique appliquée aux sites et sols pollués - Manuel méthodologique et exemples d'applications. Rapport INERIS, ADEME. 139 p. http://www.geosipol.org/wp-content/uploads/2013/02/GeoSiPol_Manuel_MethodologiqueJuin06-2-2.pdf

Gilbert OR. 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring. 334 p. <http://www.osti.gov/scitech/servlets/purl/7037501>

Girouard E & Zagury GJ. 2009. Arsenic bioaccessibility in CCA-contaminated soils: influence of soil properties, arsenic fractionation, and particle-size fraction. Sci. Total Environ. 407 : 2576–85.

Gis-Sol (Groupement d'Intérêt Scientifique Sol). 2011. L'état des sols de France. 192 p. http://www.gissol.fr/RESF/Rapport_HD.pdf

Guyonnet D, Ménart Y, Baudrit C, Dubois D. 2005. HyRisk – Traitement Hybride des Incertitudes en Evaluation des Risques. Rapport BRGM/RP 53714. 46 p. http://www2.brgm.fr/hyrisk/HyRisk_F4_F.pdf.

Guyonnet D, Bourguin B, Dubois D et al. 2003. Hybrid approach for addressing uncertainty in risk assessments. J.Environ.Engin. 129: 68–78.

Hayes KR. 2011. Uncertainty and uncertainty analysis methods. Issues in quantitative and qualitative risk modeling with application to import risk assessment ACERA project (0705). CSIRO. Report Number: EP102467. 136 p.

Hogan K, Marcus A, Smith R, White P. 1998. Integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children: empirical comparisons with epidemiologic data. Environ Health Perspect Vol. 106 pp. 1557-1567. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1533426/pdf/envhper00541-0291.pdf>

INERIS. 2013. Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Rapport d'étude N° DRC - 12 - 125929 - 13162B. Première édition. Août 2013. 104 p.

INERIS. 2010. Gestion des sites et sols pollués : Caractérisation de la qualité de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles. Rapport d'étude N° DRC-10-109454-02386B. Rapport final. 52 p.

INERIS. 2005a. Analyse de la sensibilité et de l'incertitude liées au modèle d'exposition de l'homme aux substances chimiques (EUSES). Module d'exposition de l'homme via l'environnement. Rapport d'étude N° 67645/166. Rapport final. 52 p.

INERIS. 2005b. Impact des incertitudes liées aux coefficients de transfert dans les évaluations de risque sanitaire. Rapport d'étude N° 67645/204.26 p.

INERIS & INVS. 2012. Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants : état des connaissances et propositions. 83 p.

INRA. 2004. Recommandations pour les prélèvements de végétaux. http://www.bordeaux.inra.fr/web_usrave/usrave.htm

INRS. 2005a. Aspects statistiques et rôle de l'incertitude de mesurage dans l'évaluation de l'exposition professionnelle aux agents chimiques. Hygiène et sécurité du travail – Cahier de notes documentaires. 14 p.

INRS. 2005b. Le calcul d'incertitude dans les méthodes de mesurage d'exposition professionnelle. Métropol. Fiche G/V01. 35 p.

INVS & AFSSET, 2007. Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative de risques sanitaires. Ed. InVS/Afsset. Novembre 2007. 162 p. http://www.invs.sante.fr/publications/2008/pollution_invs_afsset/rap_pollution_invs_afsset_nov_2007.pdf

IPCS (International Program on Chemical Safety). 2008. Uncertainty and Data Quality in Exposure Assessment. Harmonization Project Document No. 6. WHO. 175 p. http://www.who.int/ipcs/publications/methods/harmonization/exposure_assessment.pdf

JCGM (Joint Committee for Guides in Metrology). 2008. Evaluation of measurement data. Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM). 134p. http://www.bipm.org/utis/common/documents/jcgm/JCGM_100_2008_E.pdf

Lozet J & Mathieu C. 1986. Dictionnaire de science du sol. Tec et Doc Ed. 269 p.

Mathieu A, Baize B, Raoul C, Daniau C. 2008. Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires. Environ, Risques Santé. 7 :112-122. http://www.jle.com/e-docs/00/04/3C/61/vers_alt/VersionPDF.pdf

McGrath SP & Zhao FJ. 2006. Ambient background metal concentrations for soils in England and Wales. UK-EA. Science Report: SC050054/SR. 32 p. MADEP ((Massachusetts Department of Environmental Protection). 2003. Updated Petroleum Hydrocarbon Fraction Toxicity Values for the VPH/EPH/EPH Methodology. Office of Research and Standards. 72 p. <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/cleanup/laws/tphtox03.pdf>

MEDD (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable). 2007a. Diagnostic du site. Outils méthodologiques de gestion des sites pollués. 274 p.

MEDD (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable). 2007b. Schéma conceptuel et modèle de fonctionnement. 32 p.

MEDD (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable). 2007c. Démarche d'interprétation des milieux. Outils méthodologiques de gestion des sites pollués. 42 p.

MEDD (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable). 2007d. La démarche d'Analyse du Risque Résiduel. Outils méthodologiques de gestion des sites pollués. 26 p.

Montandon F & Picot A. 2005. Connaissances générales sur la toxicochimie. Application à une famille de polluants : les hydrocarbures. Etude Record No 02-125/1A. 380p.

Mouchet F, Denys S, Marot F et al. 2008. Évaluation de la contamination de plantes potagères cultivées dans un environnement potentiellement pollué : contexte actuel et propositions d'outils opérationnels. Environ Risques Sante. 7:203-208. http://www.jle.com/e-docs/00/04/3D/C8/vers_alt/VersionPDF.pdf

NRC (National Research Council). 2009. Advanced Risk Assessment. Committee on Improving Risk Analysis Approaches Used by the U.S. EPA Board on Environmental Studies and Toxicology Division on Earth and Life Studies. 423 p. http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=12209

NSW EPA (New South Wales Environment Protection Authority – Australia). 1995. Sampling Design Guidelines. Contaminated Sites. 44 p.
<http://www.epa.nsw.gov.au/resources/clm/95059sampgdline.pdf>

Ohio EPA. 2010. Guidance for Assessing Petrol Hydrocarbons in Soil. 15 p.
<http://www.epa.state.oh.us/portals/30/rules/di-033.pdf>.

Ott W R. 1995. Environmental Statistics and Data Analysis. Boca Raton, F CRC Press. 313 p.

Ozkaynak H, Xue J, Zartarian VG, Glen G, Smith L. 2011. Modeled estimates of soil and dust ingestion rates for children. Risk Analysis. 31 :592-608.

Pascal M, Mathieu C, Daniau C, Lucas N. 2008. Grille de lecture - échantillonnage et analyse des sols pollués. Saint-Maurice (France) : Institut de veille sanitaire. 24 p.

Pellet A. & Ringard C. 2005. Enquête alimentaire de Pierrelatte. Etude des consommations alimentaires des populations à proximité du site de Pierrelatte-Tricastin : rations journalières et autoconsommations. Rapport DRPH/SER 2005-09. 29 p.

Record (REseau COopératif de Recherche sur les Déchets). 2012. Biodisponibilité et Bioaccessibilité des polluants dans le cas des sols pollués. Etat des connaissances et pistes de recherche, n°10-0671/1A. 259 p.

RECORD. 2010. Réalisation d'un avis d'experts : "Bruit de fond" des polluants dans l'environnement, analyse des données existantes et identification des lacunes, 163 p, n°09-0812/1A

Rivier C & Lalère B. 2003. Guide méthodologique pour l'estimation des incertitudes en analyse chimique. Annexe au compte-rendu de fin d'opération d'une recherche financée par le Ministère de la Recherche. Projet METREAU. Laboratoire National d'Essai. 41 p.

RIVM. 2001. Re-evaluation of Human Toxicological Maximal Permissible Risk Levels. RIVM Report No 711701025. 297 p. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701092.pdf>.

RIVM. 2002. Variation in calculated human exposure. Comparison of calculations with seven European human exposure models. RIVM report 711701030 /2002. 212 p.
<http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9288/1/711701030.pdf>

RIVM. 2007. Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites. Towards a protocol for site-specific assessment. RIVM report 711701040 / 2007. 130 p.
<https://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/16413/1/711701040.pdf>

RIVM. 2014. Oral bioavailability of lead from Dutch made grounds. A validation study. RIVM Report 607711015/2014. 92 p.
http://www.rivm.nl/en/Documents_and_publications/Scientific/Reports/2009/juli/Relative_oral_bioavailability_of_lead_from_Dutch_made_grounds

Ruby MV & Lowney YW. 2012. Selective Soil Particle Adherence to Hands: Implications for Understanding Oral Exposure to Soil Contaminants. Environ. Sci. Technol. 46 :12759–12771.

Tremel-Schaub A & Feix I. 2005. Contamination des sols. Transferts des sols vers les plantes. ADEME ED. EDP Sciences Ed. 422 p.

Sabaterie N, Kairo C, Zeghnoun A. 2013. La surface corporelle de la population française : proposition d'une distribution pour l'évaluation des risques sanitaires. Environ Risques Sante. 12 :397-407. http://www.jle.com/e-docs/00/04/8D/32/vers_alt/VersionPDF.pdf

SAS (Service d'Accréditation Suisse). 2013. Guide pour la validation des méthodes d'essai chimico-physiques et l'évaluation de l'incertitude de mesure. 23 p. <http://www.seco.admin.ch/sas/index.html?lang=fr>

Sirven JB. 2006. Détection des métaux lourds dans les sols par spectrométrie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse Université Bordeaux I. 250 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/12/25/46/PDF/THESE_Jean-Baptiste_Sirven.pdf

Staatscourant [legislation des Pays-Bas] 2012. Circular on soil remediation 2009, as amended on April 3, 2012. 78 p. [.http://www.esdat.com.au/Environmental%20Standards/Dutch/ENGELSE%20versie%20circulaire%20Bodemsanering%202009.pdf](http://www.esdat.com.au/Environmental%20Standards/Dutch/ENGELSE%20versie%20circulaire%20Bodemsanering%202009.pdf)

Stanek EJ & Calabrese EJ. 1995. Soil ingestion estimates for use in site evaluations based on the best tracer method. *Hum Ecol Risk Assess.* 1:133-157.

Stanek EJ, Calabrese EJ, Zorn M. 2001a. Biasing factors for simple soil ingestion estimates in mass balance studies of soil ingestion. *Hum and Ecol Risk Assess.* 7:329-55. http://www.umass.edu/metasoil/no_password/reference/Basing%20Factor.pdf

Stanek EJ, Calabrese EJ, Zorn M. 2001b. Soil ingestion distributions for Monte-Carlo risk assessment in children. *Hum and Ecol Risk Assess.* 7:357-68. http://www.umass.edu/metasoil/no_password/reference/Soil%20Ingestion%20Distributions%20for%20Monte%20Carlo%20Risk%20Assessment%20in%20Children.pdf

Tanguy J, Zehnoun A, Dor F. 2007. Description du poids corporel en fonction du sexe et de l'âge dans la population française. *Environ, Risques Santé.* 6: 179-187. http://pmb.santenpdc.org/doc_num.php?explnum_id=932

US-EPA. 1992. Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term. Office of Solid Waste and Emergency Response. 8 p. <http://rais.ornl.gov/documents/UCLsEPASupGuidance.pdf>

US-EPA. 1997. Exposure Factors Handbook. 1216 p.

US-EPA. 2001. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. RAGS (Risk Assessment Guidance for Superfund). Vol. 3: Part A. December 31, 2001. 291 p. http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsa/pdf/rags_a.pdf

US-EPA. 2004. Examination of EPA Risk Assessment Principles and Practices. March 2004. 193 p. <http://www.epa.gov/osa/pdfs/ratf-final.pdf>

US-EPA, 2007a. Estimation of Relative Availability of Lead in soil and soil-like Material using *in vivo* and *in vitro* Methods. Office of Solid Waste and Emergency Response. 74 p. http://www.epa.gov/superfund/bioavailability/lead_tsd_main.pdf

US-EPA, 2007b. User's Guide for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children (IEUBK). The Technical Review Workgroup for Metals and Asbestos (TRW). 59 p.

US-EPA. 2011. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. 1436 p.

US-EPA. 2012. Recommendations for Default Value for Relative Bioavailability of Arsenic in Soil. 4 p. <http://www.epa.gov/superfund/bioavailability/pdfs/Arsenic%20Bioavailability%20POLICY%20Memorandum%2012-20-12.pdf>

US-EPA. 2012. Compilation and Review of Data on Relative Bioavailability of Arsenic in Soil. 58 p.
http://www.epa.gov/superfund/bioavailability/pdfs/Arsenic%20Bioavailability%20SCIENCE%20Report_SRC%2009-20-12.pdf

Versluis CW & Otte PF. 2001. Accumulatie van metalen in planten ; Eenbijdrage aan de technische evaluatie van de interventiewaarden en de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem. RIVM rapport 711701 024 / 2001. 149 p.
<http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9661/1/711701024.pdf>

Villanneau E, Perry-Giraud C., Saby N et al. (2008). Détection de valeurs anormales d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. Etude et Gestion des Sols, Vol. 15,3, pp. 183 – 200.
http://www.afes.fr/afes/egs/EGS_15_3_villanneau.pdf

Zartarian VG, Xue J, Özkaynak H, Dang W. 2003. A Probabilistic Exposure Assessment for Children Who Contact CCA-Treated Playsets and Decks. 315 p.