

18 juin 2013 / n° 24-25

- p. 267 **Evaluation des conséquences sur la santé d'une exposition à des sols pollués au plomb, au cadmium et à l'arsenic en Aveyron, France**
Health impact assessment of exposure to lead, cadmium and arsenic soil pollution in Aveyron district, France
- p. 272 **Surveillance des dorsalgies chez les salariés des Pays de la Loire, 2002-2005**
Thoracic spinal pain surveillance in the working population of the French Pays de la Loire region, 2002-2005
- p. 275 **Les freins à la déclaration des événements indésirables liés aux soins : une étude transversale au groupement hospitalier Edouard Herriot, CHU de Lyon**
Barriers to reporting adverse events in healthcare: a cross-sectional study at Edouard Herriot Hospital, Lyon University hospital, France
- p. 279 **Recrudescence de la gale en Aquitaine : évaluation à partir des données de SOS Médecins et des ventes de scabicides de 2007 à 2011**
Resurgence of scabies in Aquitaine (France) - assessment from SOS Médecins data and scabicides sales from 2007 to 2011

Évaluation des conséquences sur la santé d'une exposition à des sols pollués au plomb, au cadmium et à l'arsenic en Aveyron, France

Valérie Schwoebel (vschwoebel@theunion.org)¹, Nicolas Sauthier², Cécile Durand¹, Frédéric Dor²

1/ Cire Midi-Pyrénées, Institut de veille sanitaire, Toulouse, France 2/ Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, France

DOI: 10.1016/j.beht.2013.05.001

L'impact sanitaire d'une pollution des sols d'origine industrielle au plomb, au cadmium et à l'arsenic a été évalué dans une commune d'Aveyron (L1) par plusieurs méthodes complémentaires : recherche de données de morbidité et de mortalité, évaluation des risques sanitaires, dépistage du saturnisme, mesure de cadmiurie avec dépistage de l'atteinte rénale et étude d'exposition au cadmium et à l'arsenic. Une population de référence non exposée a été choisie dans une autre commune (L2).

L'évaluation de risque prédisait un excès de risque de saturnisme, d'atteinte rénale et de cancer cutané. Aucun cas de saturnisme n'a été identifié ; 23% des adultes de L1 étaient sur-imprégnés au cadmium, dont 14% avec des marqueurs d'atteinte rénale. Les adultes non exposés professionnellement avaient une cadmiurie supérieure à ceux de L2. La durée de résidence et l'autoconsommation de produits locaux étaient significativement associées à une cadmiurie élevée. Les niveaux d'arsenicurie étaient légèrement supérieurs pour L1, mais inférieurs à ceux de la population française.

Une sur-imprégnation au cadmium pouvant être à l'origine d'atteintes rénales a été démontrée. Cette sur-imprégnation est probablement en partie due au sol pollué via l'ingestion de produits locaux et l'exposition aux poussières. Des recommandations ont été faites pour réduire les expositions et limiter leurs conséquences sanitaires.

Health impact assessment of exposure to lead, cadmium and arsenic soil pollution in Aveyron district, France

The evaluation of the health impact of a lead, cadmium and arsenic industrial pollution of the soil was conducted in a town in Aveyron district, France (L1) using several complementary methods: collection of morbidity and mortality data, health risk assessment, screening for lead poisoning, measure of urinary cadmium and screening for kidney damage, and study of exposure to cadmium and arsenic. A reference unexposed population was chosen in another town (L2). Results of risk assessment predicted excess risks for lead poisoning, kidney damage and skin cancer. No case of lead poisoning was identified. 23% of adults in L1 had excess cadmium levels, among which 14% had markers of kidney damage. Professionally unexposed adults had higher urinary cadmium levels than L2 ones. Length of residence and consumption of local products were significantly associated with higher urinary cadmium. Levels of urinary arsenic were slightly higher in L1, but were lower than those of the French population. Excess cadmium levels which could result in kidney damage were documented. These excess levels are probably partly due to the polluted soil via consumption of local products and exposure to dust. Recommendations were made to reduce exposures and to limit their health consequences.

Pollution des sols, exposition environnementale, cadmium, arsenic, biomarqueurs / Soil pollution, environmental exposure, cadmium, arsenic, biomarkers

Introduction

La pollution des sols due à d'anciennes activités industrielles est une source de préoccupation croissante pour les populations qui s'interrogent sur son impact potentiel sur la santé. En France, plusieurs évaluations sanitaires ont été menées ces dernières années sur des sites industriels pollués [1-3], mais peu d'entre elles ont analysé la relation entre l'exposition au sol et l'imprégnation aux polluants mesurée par biomarqueur [4].

Une commune de l'Aveyron (désignée ici L1), située dans un ancien bassin minier, a connu 150 ans d'activité industrielle de production de zinc et de colorants générant de nombreuses émissions polluantes différentes. En 1987, le changement d'activité industrielle a permis l'arrêt des émissions atmosphériques et une forte réduction des autres émissions. Une centrale thermique au charbon et d'autres activités de fonderie étaient également en activité à proximité jusqu'en 2001.

En 2006, les services de l'État de l'Aveyron examinaient un dossier de demande de réhabilitation d'anciens terrains industriels rapportant des concentrations élevées en plomb, cadmium et arsenic dans les sols et prévoyant la survenue de risques sanitaires associés. Les personnes vivant sur un sol pollué peuvent être exposées principalement *via* l'ingestion de produits animaux ou végétaux produits localement, d'eau (cette voie n'était pas en cause à L1, le captage étant situé en dehors des zones d'influence des sources de pollution), l'ingestion de particules de sols ou l'inhalation de poussières.

Le plomb a des effets sur le système nerveux central, les reins et la moelle osseuse, particulièrement chez le jeune enfant [5]. Le cadmium s'accumule dans le rein et entraîne une atteinte tubulaire pouvant être associée à une atteinte glomérulaire et évoluer vers une insuffisance rénale chronique [6]. Les principaux effets de l'arsenic sont les lésions cutanées et le cancer de la peau [7]. Dès lors, la Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (Ddass) demandait à la Cellule interrégionale d'épidémiologie de l'Institut de veille sanitaire (Cire) en région Midi-Pyrénées d'évaluer les risques de cette pollution pour la santé de la population afin de pouvoir recommander d'éventuelles mesures de santé publique. Cet article présente l'ensemble de la démarche d'évaluation sanitaire poursuivie, ses principaux résultats et les mesures préventives recommandées [8].

Méthodes

Évaluation initiale de la problématique sanitaire

Un petit nombre de mesures de polluants, effectuées par l'Institut national de la recherche agronomique (Inra) dans le sol et dans des échantillons de légumes cultivés localement, étaient disponibles au début de l'évaluation. Lors d'une première étape (2006-2007), il a été décidé de les compléter en effectuant des prélèvements de sol selon un quadrillage systématique dans L1 et dans une commune proche de taille similaire non exposée à la pollution (L2). Au total, 14 polluants ont été mesurés sur des échantillons prélevés en 50 points dans chaque

commune (101 points pour le cadmium à L1), et des mesures directes ont été effectuées par fluorescence X à L1 pour le plomb et l'arsenic en 353 points. Afin de déterminer s'il était justifié de poursuivre l'évaluation, une analyse des risques sanitaires a été menée :

- pour le saturnisme, en comparant aux valeurs de référence (100 et 250 µg/L) la plombémie calculée selon 12 *scenarii* d'exposition faisant varier l'âge de l'enfant (2 ou 6 ans), l'autoconsommation de produits locaux, l'existence d'un comportement d'ingestion de particules de sol et la concentration du plomb dans le sol (médiane ou maximale) [9] ;
- pour l'atteinte rénale liée au cadmium et le cancer cutané lié à l'arsenic, en calculant respectivement le quotient de danger et l'excès de risque pour trois populations (enfants, adultes et retraités) selon 22 *scenarii* d'exposition faisant varier le temps passé à l'intérieur ou l'extérieur des bâtiments, l'autoconsommation (0%, 30% et 100%) et les concentrations (médiane, maximale) du polluant.

Les médecins généralistes, néphrologues et dermatologues du bassin minier concerné ont été interrogés sur l'existence de symptomatologies inhabituelles. L'incidence de l'insuffisance rénale dialysée a été comparée entre le bassin minier et le reste de l'Aveyron à partir des cas enregistrés entre 2005 et 2007 dans le registre du Réseau épidémiologie et information en néphrologie (Rein) [10] pour rechercher un éventuel excès de cas en lien avec une atteinte cadmique.

Les taux de mortalité par cancers et néphropathie ont été comparés entre 1968 et 2006 entre L1 et le reste du département à partir des données des causes médicales de décès fournies par le Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (CépiDc) de l'Insem.

Dépistages et étude d'exposition

Au vu des résultats de la première étape, l'évaluation a été poursuivie en 2008 par deux démarches conjointes.

Un dépistage destiné à toutes les personnes résidant à L1 depuis au moins six mois a été organisé afin d'identifier celles nécessitant une prise en charge médicale :

- dépistage du saturnisme (défini par une plombémie supérieure à 100 µg/L) proposé aux enfants de moins de 7 ans et aux femmes enceintes ;

- mesure de cadmiurie proposée aux résidents âgés de plus de 2 ans. La cadmiurie était mesurée sur les premières urines du matin par une torche à plasma couplée à une spectrométrie de masse. La sur-imprégnation était définie par une cadmiurie supérieure à 1 µg/g de créatinine (95^e percentile de la distribution dans la population adulte aux États-Unis [11]). Chez les personnes sur-imprégnées, la *Retinol Binding Protein* (RBP), dont une valeur supérieure à 300 µg/L indique une atteinte rénale tubulaire, et la micro-albumine, dont une valeur supérieure à 2 mg/mmol de créatinine indique une atteinte rénale glomérulaire, étaient mesurées [12]. Dans le même temps, une étude transversale était menée afin de déterminer si la population de L1 était sur-imprégnée au cadmium et à l'arsenic par rapport à la population de L2 (commune non polluée), et d'analyser les facteurs d'exposition environnementaux liés au sol associés à la sur-

imprégnation. Tous les adultes et enfants de L1 participant au dépistage de l'atteinte rénale étaient inclus, les adultes exposés professionnellement au cadmium et à l'arsenic étant exclus *a posteriori* de l'analyse concernant chacun de ces polluants. À L2, les adultes et enfants de plus de 2 ans volontaires après contact téléphonique étaient inclus, après exclusion des personnes exposées professionnellement au cadmium ou à l'arsenic, ayant vécu ou travaillé à L1 ou consommant des produits de L1. L'arsenic urinaire inorganique total était dosé par technique de génération d'hydrure couplée à un détecteur de fluorescence atomique. Le seuil de 15 µg/g créatinine (95^e percentile de la distribution dans la population allemande [13]) définissait une imprégnation supérieure à celle de la population générale. Un questionnaire familial et individuel était administré à domicile, incluant les caractéristiques sociodémographiques, l'état de santé, les facteurs connus d'exposition au cadmium et à l'arsenic non liés au site (consommation alimentaire, alcool, tabac, exposition professionnelle et de loisirs) et les facteurs d'exposition environnementaux liés au site (lieux et durée de résidence, jardinage, loisirs, hygiène de l'habitat, autoconsommation de fruits, légumes et produits animaux). Les moyennes géométriques de cadmiurie et d'arsenicurie ont été comparées entre les deux zones. Les facteurs d'exposition liés au site ont été analysés en prenant en compte les autres facteurs influençant l'imprégnation (facteurs sociodémographiques, exposition non liée au site) : pour le cadmium, par régression linéaire multivariée chez les adultes et par régression Tobit chez les enfants ; pour l'arsenic, par régression Tobit du fait d'une forte proportion de données censurées inférieures à la limite de quantification. Le logiciel Stata® 11 a été utilisé.

Information et participation de la population

Un comité scientifique, composé de néphrologues et toxicologues, et un comité de pilotage d'élus et professionnels de santé locaux ont été constitués en 2007. L'étude a bénéficié d'un avis favorable de l'Agence française de sécurité sanitaire des produits de santé (Afssaps), du Comité de protection des personnes du Sud-Ouest et de l'autorisation de la Commission nationale de l'informatique et des libertés (Cnil). La population a été informée par plusieurs réunions publiques, diffusion de plaquettes et articles de presse. Les personnes ont été invitées à participer par courrier individuel et ont été incluses après consentement éclairé. Les résultats des dosages biologiques ont été communiqués aux participants par courrier individuel confidentiel, ainsi qu'à leur médecin traitant.

Résultats

Évaluation initiale de la problématique sanitaire

Tous les échantillons de légumes cultivés à L1 étaient fortement contaminés par l'arsenic, et 69% étaient non conformes à la réglementation européenne pour le cadmium. Les concentrations des trois polluants dans les sols de L1 étaient élevées

(médianes 450 mg/kg [minimale 43-maximale 24 000] pour le plomb, 27 mg/kg pour le cadmium [2,4-180] et 140 mg/kg [19-800] pour l'arsenic) et significativement supérieures à celles de L2 (médianes respectives 80, 1,25 et 48 mg/kg). La plombémie attendue chez les enfants dépassait 100 µg/L dans 6 scénarii et 250 µg/L dans 4 des 12 scénarii d'exposition. L'évaluation des risques concluait à l'existence d'un risque sanitaire pour l'atteinte rénale (quotient de danger supérieur à 1 dans 18 des 22 scénarii) et le cancer cutané (excès de risque supérieur à 10⁻⁵ dans 21 des 22 scénarii d'exposition) (tableau 1).

Les médecins de la zone rapportaient des cas anciens d'atteintes rénales et osseuses chez des personnes professionnellement exposées au cadmium, mais aucun cas actuel de saturnisme ni de pathologies rénales ou cutanées suspects dans la population.

L'incidence du début de dialyse rénale entre 2005 et 2007 n'était pas significativement plus élevée dans le bassin minier considéré que dans le reste de l'Aveyron.

La mortalité toutes causes était plus élevée dans le bassin minier que dans le reste du département (sauf pour les femmes à partir de 1982). La mortalité par néphropathie était significativement plus élevée à L1 que dans le reste du bassin minier : quatre fois plus chez les hommes jusqu'en 1975, et trois fois plus chez les femmes jusqu'en 1982.

Dépistages et étude d'exposition

Parmi 92 enfants de 6 mois à 6 ans à L1, 14 (15,2%) ont participé au dépistage du saturnisme. La moyenne géométrique des plombémies était de 17,8 µg/L (minimale 10 - maximale 35). La seule femme enceinte dépistée avait une plombémie inférieure à 20 µg/L.

Les participants au dépistage de l'atteinte rénale (692 personnes, soit 46% de la population ciblée) n'étaient pas significativement différents de la population résidente pour l'âge, le sexe, la catégorie socio-professionnelle, l'ancienneté ou le type d'habitat. Parmi eux, 136 adultes (22,8%) et 1 enfant (1,0%) avaient une cadmiurie supérieure ou égale à 1 µg/g de créatinine, et 30 adultes (5,0%) une cadmiurie supérieure ou égale à 2 µg/g de créatinine. Parmi ces 136 adultes, 14% présentaient une atteinte rénale, de type tubulaire pour 8,1% et glomérulaire pour 10,3%.

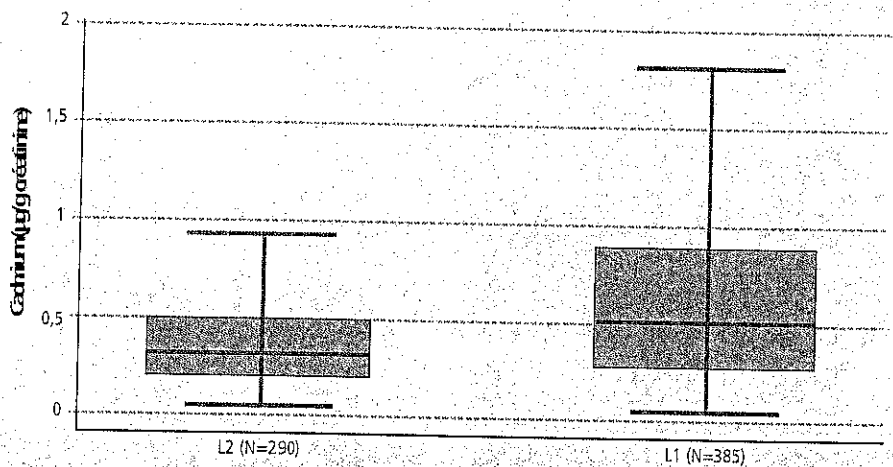
L'étude d'exposition au cadmium a porté sur 385 adultes et 92 enfants à L1, 290 adultes et 60 enfants à L2. La moyenne géométrique des cadmiuries à L1 était significativement supérieure à celle observée à L2 chez les adultes (0,49 µg/g [0,45-0,54]) contre 0,31 µg/g [0,29-0,34], p<0,001),

Tableau 1. Résultats de l'évaluation de risques sanitaires pour l'atteinte rénale liée au cadmium et le cancer cutané lié à l'arsenic dans une population d'Aveyron (France) selon différents scénarii d'exposition, 2008 / Table 1. Results of health risk assessment for cadmium-associated kidney damage and arsenic-associated skin cancer in a population in Aveyron district (France) according to different exposure scenarios, 2008

Population	Type d'exposition	Concentration dans les sols	Scénario	Quotient de danger pour l'atteinte rénale	Excès de risque de cancer cutané	
Enfant ¹	Temps environnement extérieur important Syndrome pica ²	Valeur médiane	1	66	8.10 ⁻²	
		Valeur maximale	2	264	5.10 ⁻¹	
	100% autoconsommation légumes	Valeur médiane	3	5	2.10 ⁻³	
		Valeur maximale	4	18	7.10 ⁻³	
	Temps environnement extérieur moyen Pas de syndrome pica ²	Valeur médiane	5	1,2	8.10 ⁻⁴	
		Valeur maximale	6	2,8	5.10 ⁻³	
Adulte ³	Temps environnement extérieur important Activité professionnelle en extérieur	Valeur médiane	7	6	2.10 ⁻³	
		Valeur maximale	8	27	4.10 ⁻³	
	100% autoconsommation légumes	Valeur médiane	9	3	4.10 ⁻⁴	
		Valeur maximale	10	13	3.10 ⁻³	
	Temps environnement extérieur important Activité professionnelle à l'intérieur	Valeur médiane	11	3	4.10 ⁻⁴	
		Valeur maximale	12	13	3.10 ⁻³	
	100% autoconsommation légumes	Valeur médiane	13	1,1	8.10 ⁻⁵	
		Valeur maximale	14	4	8.10 ⁻⁴	
	Temps environnement extérieur moyen Pas d'activité professionnelle	Valeur médiane	15	0,2	9.10 ⁻⁶	
		Valeur maximale	16	0,3	5.10 ⁻⁵	
	Retraité ⁴	Temps environnement extérieur important Pas d'activité professionnelle	Valeur médiane	17	5	6.10 ⁻⁴
			Valeur maximale	18	19	5.10 ⁻³
100% autoconsommation légumes		Valeur médiane	19	1,5	1.10 ⁻⁴	
		Valeur maximale	20	6	1.10 ⁻³	
Temps environnement extérieur moyen Pas d'activité professionnelle		Valeur médiane	21	0,2	2.10 ⁻⁵	
		Valeur maximale	22	0,3	9.10 ⁻⁵	

¹ Enfant : poids = 15 kg, durée d'exposition cumulée = 6 ans ; ² syndrome pica = comportement d'ingestion de sol ; ³ Adulte : poids = 60 kg, durée d'exposition cumulée = 60 ans ; ⁴ Retraité : poids = 60 kg, durée d'exposition cumulée = 70 ans.

Figure 1. Distribution des cadmiuries brutes (en µg/g de créatinine) des adultes résidant dans deux localités (L1 et L2) en Aveyron (France), 2008 / Figure 1. Distribution of urinary cadmium concentrations (in µg/g of creatinin) in adults living in two towns (L1 and L2) in Aveyron district (France), 2008



Note: La distribution des cadmiuries est représentée dans chaque zone par des box plot. Chaque rectangle représente le 1^{er} quartile (P25 = trait inférieur), le 3^e quartile (P75 = trait supérieur) et la médiane (P50 = trait intérieur). Deux segments ajoutés aux extrémités: Le segment supérieur représente la plus grande valeur inférieure ou égale à P75 + 1,5 * IQR (l'intervalle interquartile: IQR = P75 - P25). Le segment inférieur représente la plus petite valeur supérieure ou égale à P25 - 1,5 * IQR. Les valeurs extrêmes (qui peuvent être présentées par des points situés au-dessus du segment supérieur ou au-dessous du segment inférieur) ne sont ici pas représentées.

et ne différait pas significativement chez les enfants (0,14 µg/g et 0,13 µg/g). Chez les adultes, des facteurs individuels ou d'exposition non liés au site étaient significativement associés à une cadmiurie plus élevée dans les deux localités : sexe féminin ($p < 0,001$), bas niveau d'études ($p = 0,02$), activité professionnelle ($p = 0,02$) et tabagisme passif ($p < 0,01$). La cadmiurie augmentait avec l'âge ($p < 0,001$) et, de façon linéaire, avec la consommation tabagique en gramme-année ($p < 0,001$). Après ajustement sur ces facteurs et sur la consommation d'abats et de produits de la mer (facteurs connus d'exposition au cadmium), la moyenne géométrique de cadmiurie restait significativement supérieure à L1 (0,51 µg/g [0,48-0,55]) par rapport à L2

(0,33 µg/g [0,31-0,35]) (figure 1), et trois facteurs environnementaux étaient significativement associés à une cadmiurie élevée à L1, mais non à L2 : la durée de résidence, l'autoconsommation de fruits et légumes et celle de produits animaux (tableau 2). La différence de cadmiurie ajustée entre L1 et L2, et l'association avec la durée de résidence persistaient chez les personnes ne consommant aucun produit local, suggérant une autre source d'exposition que l'ingestion alimentaire.

Chez les enfants, la cadmiurie moyenne ajustée ne différait pas entre les deux zones, mais la durée de résidence (entre 4 et 7 ans) et le portage mains-bouche étaient significativement associés à une cadmiurie plus élevée à L1.

L'étude d'exposition à l'arsenic a porté sur 518 adultes et 92 enfants à L1, 290 adultes et 60 enfants à L2. Les valeurs d'arsenicurie au percentile 95 étaient de 9,2 µg/L à L1 et de 7,4 µg/L à L2 chez les adultes (7,7 µg/L et 5,5 µg/L respectivement chez les enfants), et respectivement 0,8% et 0,7% des adultes avaient une arsenicurie supérieure à 15 µg/L à L1 et L2. Chez les adultes, après ajustement sur l'âge, le sexe, la corpulence, la catégorie socioprofessionnelle, l'exposition tabagique et la consommation récente de poisson, crustacés, vin et alcools, l'arsenicurie augmentait à L1 (et non à L2), avec l'autoconsommation de volaille, la consommation d'eau de puits, la fréquence d'activité de jardinage et la faible fréquence de lavage humide des sols du logement (tableau 3). Chez les enfants, aucun facteur environnemental n'était associé à une arsenicurie élevée.

Discussion

Au terme d'une évaluation en plusieurs étapes, cette étude menée dans une zone ayant des teneurs élevées en plomb, cadmium et arsenic dans les sols a mis en évidence une sur-imprégnation au cadmium chez près d'un quart (23%) des habitants adultes. L'imprégnation au cadmium à L1 était non seulement significativement plus élevée que dans une zone similaire non exposée, mais également plus élevée que celle de la population générale française [14] et d'autres pays occidentaux [11;15]. Ainsi, 18,2% des adultes non fumeurs âgés de 40 à 74 ans à L1 avaient des cadmiuries supérieures à la valeur de référence française (au-dessus de laquelle on trouve 5% de cette population) [14]. Cette sur-imprégnation au cadmium apparaissait associée au fait de vivre sur des sols pollués. En effet, l'association entre une cadmiurie élevée et l'autoconsommation de produits végétaux et animaux indiquait une exposition par ingestion d'aliments contaminés, cohérente avec les concentrations

Tableau 2. Cadmiuries moyennes ajustées* (en µg/g de créatinine) ou pourcentage de variation de la cadmiurie moyenne ajustée* en fonction des facteurs d'exposition environnementaux parmi les adultes résidant dans deux localités d'Aveyron, France, 2008 / Table 2. Adjusted urinary cadmium concentrations (in µg/g of creatinin) or variation percentage in adjusted urinary cadmium concentrations by environmental exposure factors, among adults living in two towns in Aveyron district (France), 2008

	L1 (N=375)			L2 (N=282)			p interaction
	% variation	IC95%	p	% variation	IC95%	p	
Durée de résidence							
Augmentation de 1 an	1,2	0,8-1,5		-0,3	-0,7-0,03		
Augmentation de 5 ans	5,9	4,3-7,5	<10 ⁻³	-1,6	-3,2-0,1	0,071	<10 ⁻³
Augmentation de 10 ans	12,2	8,8-15,7		-3,1	-6,4-0,3		
	MG	IC95%	p	MG	IC95%	p	p interaction
Part d'autoconsommation de fruits et légumes							
Moins de 10%	0,48	0,44-0,51		0,32	0,29-0,35		
Environ 25%	0,53	0,44-0,63		0,34	0,29-0,40		
Environ 50%	0,56	0,45-0,70	0,008	0,38	0,32-0,44	0,392	0,055
75% et plus	0,77	0,59-1,02		0,33	0,28-0,39		
Autoconsommation de produits animaux							
Non	0,48	0,45-0,51		0,33	0,30-0,36		
Oui	0,63	0,53-0,76	0,005	0,34	0,31-0,37	0,649	0,039

*Ajustement sur la créatinine, l'âge, le sexe, l'activité professionnelle, le niveau d'études, la consommation d'abats et de produits de la mer, la pratique de loisirs exposant au cadmium et l'exposition tabagique. MG : moyenne géométrique.

Tableau 3. Pourcentage ajusté* de variation de l'arsenicurie (en µg/litre) en fonction des facteurs d'exposition environnementaux parmi les adultes résidant dans deux localités d'Aveyron, France, 2008 / Table 3. Adjusted percentage of urinary arsenic concentration (in µg/L) by environmental exposure factors among adults living in two towns in Aveyron district (France), 2008

	L1 (N=511)			L2 (N=289)			n inter
	% variation	IC95 %	p	% variation	IC95 %	p	
Part d'autoconsommation de fruits et légumes							
Moins de 10%	Ref.			Ref.			
25% à 50%	-18,6	-36,2-3,8	0,100	27,8	-2,5-67,5	0,204	0,026
75% et plus	28,4	-18,9-103,4		9,8	-22,5-55,7		
Autoconsommation récente de volaille							
Non	Ref.			Ref.			
Oui	97,2	0,4-287,2	0,049	-10,1	-38,4-31,0	0,577	0,047
Consommation d'eau du puits							
Non	Ref.	1,46-1,76		Ref.	1,13-1,49		
Oui	149,9	46,3-326,9	0,001	58,1	-59,3-514,9	0,508	0,539
Fréquence de lavage humide des sols							
≤ 1 fois/semaine	Ref.			Ref.			
> 1 fois/semaine	-17,8	-31,0-2,1	0,028	8,2	-15,4-38,2	0,530	0,072
Fréquence de jardinage							
Non jardinier	Ref.			Ref.			
< 1 fois/semaine	21,5	-0,1-47,7	0,029	5,1	-20,7-39,3	0,939	0,332
≥ 1 fois/semaine	37,6	5,7-79,1		1,5	-25,5-38,3		

*Ajustement sur la créatinine (log transformée), l'âge, le sexe, la catégorie socioprofessionnelle, le niveau d'étude, la situation familiale, la corpulence, la consommation récente de produits de la mer, de vin et autres alcools et l'exposition tabagique.

élevées de cadmium mesurées dans les légumes cultivés sur le site. En outre, l'augmentation de la cadmiurie avec la durée de résidence, d'autant plus qu'elle persistait chez les non-autoconsommateurs, pourrait refléter une exposition aux émissions atmosphériques (jusqu'en 1987) et aux poussières (jusqu'à maintenant). Les autres facteurs retrouvés associés à une imprégnation au cadmium élevée (âge, sexe, catégorie socioprofessionnelle, tabac, ...) étaient cohérents avec ceux rapportés dans la littérature [14]. La prévalence de l'atteinte rénale tubulaire chez les adultes sur-imprégnés au cadmium à L1 (8%) était supérieure à la prévalence attendue (5%) dans une population générale non sur-imprégnée [16]. Bien que modeste et non significative vu les faibles effectifs, cette différence était cohérente avec l'excès de risque d'atteinte rénale démontré au-delà d'un seuil de cadmiurie de 1 µg/g [17].

Aucune sur-imprégnation au plomb n'a été dépistée et la moyenne géométrique des plombémies était proche de la moyenne française [18], mais la participation au dépistage du saturnisme était trop faible pour pouvoir conclure.

Les niveaux d'arsenicurie étaient peu différents entre L1 et la zone non exposée, et étaient même légèrement inférieurs aux niveaux de la population générale française [14]. Même si elle n'était pas préoccupante, l'imprégnation à l'arsenic apparaissait toutefois significativement liée à plusieurs facteurs reflétant une exposition actuelle aux sols pollués (autoconsommation de volaille) et notamment aux poussières (risque augmenté avec la fréquence de jardinage et diminué avec la fréquence de lavage des sols).

L'évaluation de l'impact sanitaire de cette pollution des sols a nécessité une démarche graduelle mettant en jeu plusieurs approches méthodologiques. L'absence de signaux sanitaires était attendue vu

la petite taille de la population exposée, et les mortalités révélées dans ce bassin industriel pourraient être attribuables à des causes autres qu'environnementales (professionnelles, socio-économiques). L'évaluation de risques sanitaires s'est appuyée sur des mesures de polluants dans les sols géographiquement représentatives et sur des mesures dans les végétaux, et a considéré un grand nombre de *scenarii* d'exposition. Elle ne fournissait cependant que des risques estimés ne pouvant rendre compte des expositions réelles et peu compréhensibles pour la population concernée. Dès lors que les résultats de ces premières étapes ne pouvaient écarter l'existence de risques sanitaires, la démarche d'évaluation a été poursuivie par la combinaison de dépistages et d'une étude d'exposition basés sur la mesure directe de biomarqueurs dans la population exposée.

Les résultats de cette étude ont plusieurs limites. Seuls 50% environ des résidents de L1 ont participé et le lien possible entre leur participation et une exposition aux polluants est inconnu. Toutefois, l'exclusion des personnes professionnellement exposées et l'absence de différence majeure entre les caractéristiques des participants et celles de la population résidente plaide en faveur d'un biais minime. La forte proportion d'arsenicuries non quantifiables incite à la prudence quant à l'interprétation des résultats concernant l'arsenic, même si des modèles statistiques appropriés aux données censurées ont été utilisés. Enfin, le schéma transversal de l'étude ne permet pas d'établir de lien de causalité, et l'analyse de multiples facteurs d'exposition passée et actuelle est sujette à plusieurs biais. Toutefois, la sélection soignée de la population non exposée, l'évaluation rigoureuse des facteurs d'exposition et la convergence des différentes analyses, cohérentes avec les données de la

littérature, accroissent la fiabilité des résultats. Au total, les résultats montrent l'intérêt de compléter l'approche environnementale par une approche sanitaire utilisant des biomarqueurs pour évaluer l'impact d'une pollution des sols [19].

En collaboration avec le comité scientifique et le comité de pilotage local, il a été préconisé de réduire les expositions par un traitement des sols privés et espaces publics de la commune et, dans l'attente, de limiter l'utilisation des eaux de puits et des cours d'eau, l'autoconsommation de produits animaux et végétaux, et l'exposition aux poussières dans l'habitat et les jardins. Des mesures de cadmiurie chez tous les habitants âgés de 40 ans ou plus et un suivi médical des personnes sur-imprégnées ont été proposés et financés par l'Agence régionale de santé.

Remerciements

Nous remercions tous les participants des deux communes ayant participé à l'étude, les membres du comité scientifique et du comité de pilotage, Donatien Diullius, Anne-Cécile Schieber, Fanny Lequerrec, Christelle Gramaglia et tous les épidémiologistes ayant de près ou de loin apporté leur contribution à cette étude.

Références

- [1] Zmirou D, Deloraine A, Saviuc P, Tillier C, Boucharlat A, Maury N. Short-term health effects of an industrial toxic waste landfill: a retrospective follow-up study in Montchanin, France. *Arch Environ Health*. 1994;49(4):228-38.
- [2] Clavel J, Fourme E. Analyse d'un agrégat de cas de cancers dans l'école Franklin Roosevelt de Vincennes. Rapport final. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2002. 44 p. http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=5878
- [3] de Burbure C, Buchet JP, Leroyer A, Nisse C, Haguenoer JM, Mutti A, et al. Renal and neurologic effects of cadmium, lead, mercury, and arsenic in children: evidence of early effects and multiple interactions at environmental exposure levels. *Environ Health Perspect*. 2006;114(4):584-90.
- [4] Dor F, Guillois-Berel Y, Lasalle JL, Legout C, Mathieu A, Pascal M. Mesures d'imprégnation biologique : dépistage ou étude d'exposition ? *Bull Epidemiol Hebd*. 2008;

La santé à Viviez Agissons ensemble

Pollution
ancienne des sols

Vous
pouvez être
exposé
au cadmium

L'Ars vous accompagne

Un
dépistage
gratuit

L'Ars vous accompagne

Des
gestes
simples

L' **ars** vous accompagne
● Agence Régionale de Santé
Midi-Pyrénées

Un dépistage pour qui ? 3 cas de figures :

- 1 - Vous avez participé au dépistage en 2008, vous avez plus de 40 ans et vous vivez depuis au moins 15 ans sur cette zone, il est fortement conseillé de procéder aujourd'hui à une mesure de contrôle.
- 2 - Vous n'avez jamais été dépisté, vous avez plus de 40 ans et vous vivez depuis au moins 15 ans sur cette zone, il est fortement conseillé de procéder à un premier dépistage.
- 3 - Les personnes de plus de 40 ans qui ont quitté le secteur mais ayant résidé à Viviez pendant au moins 15 ans pourront se faire dépister en s'adressant directement au laboratoire situé 3 place Cabrol, Decazeville.

Madame, Monsieur,

Je vous informe que l'étude menée par l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) a confirmé la présence de certains métaux lourds, notamment le cadmium dans les sols de Viviez et du Crouzet.

Le cadmium s'accumule dans l'organisme sans que les symptômes ne soient immédiatement visibles.

L'ARS a pour mission de limiter les conséquences sanitaires de cette pollution sur la population de ce secteur. C'est pourquoi elle organise un dépistage gratuit auquel je vous invite à participer.

Après un 1^{er} dépistage en 2008, 136 personnes ont été conviées à consulter leur médecin pour bénéficier d'une information et d'une éventuelle prise en charge.

L'ARS s'engage auprès de vous pour votre santé et je compte sur votre participation.



Le Directeur général de l'Agence Régionale de Santé
Xavier CHASTEL




En quoi consiste ce dépistage ?

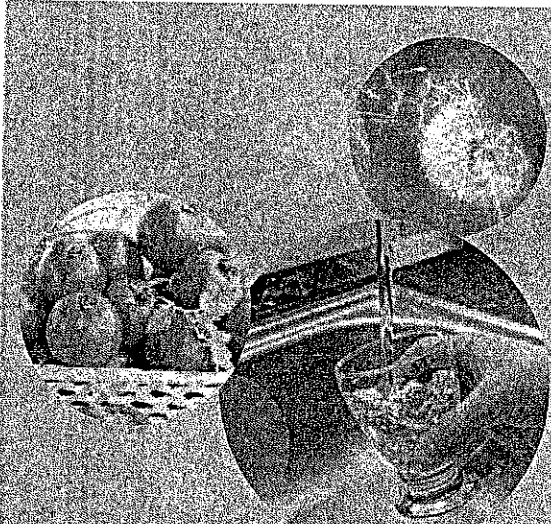
C'est la recherche du taux de cadmium dans un échantillon d'urine. Le prélèvement doit être effectué sur les premières urines du matin. Il est conseillé de ne pas consommer de poisson, coquillages et crustacés dans les 48h qui précèdent le prélèvement.

Comment se déroule le dépistage ?

- 1 - Vous trouverez ci-joint une attestation avec un numéro garantissant l'anonymat* de votre démarche et une prescription médicale délivrée par l'ARS valable 1 an.
- 2 - Avec ces 2 documents rendez-vous au **laboratoire d'analyses de Decazeville, situé 3 place Cabrol** pour retirer un flacon de recueil d'urine.
- 3 - Le prélèvement recueilli doit être déposé au **laboratoire de Decazeville. Attention, vous devez être à nouveau obligatoirement muni de la prescription et de l'attestation.**
- 4 - Le laboratoire vous communiquera les résultats de votre analyse et une copie sera transmise directement à votre médecin généraliste.

Pour plus d'informations
CVGS 0820 226 101 

*Conformément à la loi informatique et liberté du 6 janvier 1978 modifiée en 2004, vous bénéficiez d'un droit d'accès et de rectification aux informations qui vous concernent, que vous pouvez exercer en vous adressant à l'Agence Régionale de Santé Midi-Pyrénées, Délégation territoriale de Viviez, service prévention et gestion des alertes sanitaires, 4 rue Palatine, 12000 Rodez.



Conservez
précieusement la fiche
Conseils pratiques
vous indiquant
les gestes simples pour
prévenir les risques

Le Cadmium, un métal retrouvé :

- ① dans les végétaux à des concentrations supérieures aux valeurs réglementaires
- ② dans les sols
- ③ dans l'eau de certains puits
- ④ L'eau du robinet ne contient pas ce métal
- ⑤ La dépollution du site de l'usine a déjà diminué la présence de ce métal dans l'environnement
- ⑥ L'Institut de Veille Sanitaire (InVS) dans le cadre de son étude recommande la mise en œuvre de mesures de prévention

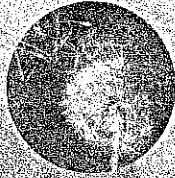


ars
Agence Régionale de Santé
Midi-Pyrénées

Pour en savoir plus
www.ars.midi-pyrenees.sante.fr
www.invs.sante.fr

Fiche Conseils pratiques

à conserver précieusement



Lorsque vous habitez dans une zone dont le sol est pollué, vous **pouvez être exposé aux métaux qu'il contient.**

Vous **respirez** chaque jour de petites poussières de sol, à l'extérieur comme à l'intérieur des bâtiments.

Vous pouvez également **ingérer** ces polluants en consommant des légumes ou des fruits produits sur place.

Les quantités sont faibles, mais l'exposition est régulière et prolongée. Votre organisme **absorbe ces métaux.**

On dit alors qu'il y a une "impregnation".



Pour tous, des gestes simples

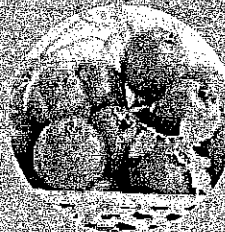


1 Lavez-vous régulièrement les mains.



2 Diversifiez votre alimentation, ne consommez pas uniquement les légumes de votre jardin.

3 Nettoyez avec précaution les fruits et légumes quelle que soit leur origine.



Pour les enfants

- 1 Évitez le contact direct avec la terre de votre jardin spécialement pour les plus petits qui portent leurs doigts à la bouche.



- 2 Nettoyez régulièrement les jouets à l'eau savonneuse et évitez de les laisser dehors. Séparez les jouets d'intérieur et d'extérieur.



Pour la maison

- 1 Nettoyez régulièrement votre maison avec une serpillière ou un chiffon humide en particulier les pièces et les matériaux retenant la poussière.



- 2 Changez de tenue en revenant de jardiner.

Conservez
précieusement
cette fiche

www.ars.midi-pyrenees.sante.fr

Annexe 12

Démarche générale de l'InVS face à une sollicitation locale en santé environnement

Auteurs

Daniel Eilstein^(1,2), Claude Tillier⁽³⁾, Rémi Demillac⁽⁴⁾, Cécile Kairo⁽¹⁾, Agnès Lefranc⁽¹⁾, Philippe Pirard⁽¹⁾, Georges Salines⁽¹⁾.

(1) : Département santé environnement (DSE), Institut de veille sanitaire (InVS), France.

(2) : Direction scientifique (DS), InVS, France.

(3) : Cire, InVS, Bourgogne Franche Comté, Dijon, France.

(4) : Cire, InVS, Bretagne, Rennes, France.

Groupe de relecture

Alain Le Tertre⁽¹⁾, Philippe Germonneau⁽²⁾, Martine Ledrans⁽³⁾, Pascal Empereur-Bissonnet⁽¹⁾, Pascal Beaudeau⁽¹⁾.

(1) : DSE, InVS, France.

(2) : Cire, InVS, Limousin-Poitou-Charentes, Poitiers, France.

(3) : Cire, InVS, Antilles-Guyane, Fort-de-France, France.

2. Les méthodes

L'objectif de ce chapitre est de présenter un panorama rapide et non exhaustif des méthodes pouvant être mises en œuvre pour répondre à une sollicitation locale en santé environnement, notamment de celles qui sont le plus couramment utilisées et auxquelles il est fait référence dans la suite du document. Les éléments présentés sont, sauf mention d'une source spécifique dans le texte, tirés du chapitre « Épidémiologie de terrain et environnement » de l'ouvrage « Épidémiologie de terrain » [Eilstein, 2012b].

2.1. Études « à entrée » environnementale et comparaison à des valeurs de référence

La description des caractéristiques essentielles relatives à un signal environnemental doit permettre de préciser la nature des agents en cause, les milieux concernés, les concentrations de ces agents dans les milieux environnementaux (voir l'encart 1) et, si possible, la (ou les) source(s) d'émission des agents dangereux.

Les niveaux de contamination de l'environnement peuvent être mesurés au cours de campagnes météorologiques (auquel cas, la question des modalités d'échantillonnage et de mesure doit être explorée) ou estimés au moyen d'un modèle prédictif à partir des concentrations ou des flux d'émission du milieu source (et, alors, se pose la question de la validité des modèles utilisés).

Lorsque les niveaux de contamination des milieux sont connus et, à condition que l'existence d'une exposition des populations ne soit pas exclue (par absence de contact avec le milieu ou le vecteur, par exemple), il est possible de comparer la concentration de l'agent dangereux à des valeurs de référence quand ces dernières sont disponibles. Il existe plusieurs types de valeurs de référence pour les niveaux de contamination des milieux :

- des valeurs guides sanitaires : elles sont fondées sur des considérations sanitaires telles que les valeurs guides de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) ou valeurs guides produites par les agences de sécurité sanitaire... ;
- des valeurs réglementaires et de gestion : elles intègrent, en plus des effets sur la santé, différents types de considérations (économiques, faisabilité technologique, choix politiques...) dans différents compartiments tels que l'eau potable, les aliments, l'air extérieur ou l'air intérieur ;

- des valeurs de bruit de fond géochimiques dans les sols ;
- des valeurs usuellement observées : il s'agit de valeurs mesurées dans d'autres situations et rapportées par la littérature qui peuvent être utilisées à des fins de comparaison avec une situation locale. Ce sont, par exemple, des données produites à partir des résultats de l'étude sur l'alimentation totale (EAT), de l'observatoire sur la qualité de l'air intérieur (OQAI), etc.

En première approche, il peut être recommandé de se limiter à l'utilisation de valeurs de référence fondées sur des considérations sanitaires, sous réserve que celles-ci existent, ce qui n'est pas systématique. Ainsi, dans le cas d'agents dont l'effet sanitaire survient au-delà d'un seuil, dès lors que les niveaux de contamination sont inférieurs à ces valeurs de référence, la survenue d'effets sanitaires est peu probable (si les valeurs de référence sont inférieures ou égales au seuil). Pour les agents qui possèdent un effet sans seuil, on utilise des valeurs de référence également. Celles-ci sont associées à un niveau de risque dénommé « risque acceptable » et défini par consensus. Quand les concentrations ou les doses d'exposition de l'agent sont inférieures à ces valeurs de référence, la probabilité de survenue d'un effet sanitaire lié à l'exposition demeure inférieure au « risque acceptable ».

Remarque 1. Les valeurs réglementaires et de gestion résultent d'un arbitrage entre différents types de considérations à un moment donné, arbitrage susceptible d'évoluer en fonction des changements intervenus dans les éléments pris en considération. Ce sont des valeurs opposables juridiquement.

Remarque 2. Les valeurs usuellement observées ne permettent pas de juger de l'absence ou non d'un risque sanitaire, mais elles permettent de situer, par rapport à un niveau de référence, le caractère local ou non du problème soulevé ainsi que de l'importance de celui-ci en termes de nombre de personnes concernées.

Encart 1. L'environnement, de la source à l'exposition.

Les *agents* environnementaux, chimiques ou physiques, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, peuvent avoir une dangerosité variable. Les effets délétères des agents ainsi que les niveaux d'exposition auxquels ils surviennent sont identifiés par la toxicologie expérimentale (sur la base d'études *in vivo* ou *in vitro*) et, plus rarement, par l'épidémiologie. Les agents sont émis dans l'environnement par des *sources* de pollution. Ces *émissions* peuvent être directement liées à des activités humaines (production industrielle, stockage de déchet, axes de transport...) ou naturelles (qualité géochimique de sols, feux de forêt, activité volcanique, par exemple). À partir du milieu dans lequel ils sont émis, les agents peuvent se retrouver dans des *vecteurs*¹ (air, eau, sol,

¹ Le terme « véhicule » pourrait être utilisé aussi, cependant c'est « vecteur » qui est d'usage en santé environnement.

aliments...) qu'ils *contaminent* potentiellement (leurs concentrations dans les milieux sont parfois dénommées *immiscions*) et qui vont permettre leur contact avec l'homme. Outre la dangerosité intrinsèque de l'agent considéré, la survenue d'effets sanitaires indésirables est conditionnée par l'intensité et la durée de l'*exposition* qui correspond au contact entre un organisme et l'agent. L'exposition humaine peut s'effectuer par différentes *voies* (inhalation, ingestion, contact cutané, passage transplacentaire) impliquant différents vecteurs qui peuvent se combiner, et ainsi faire se cumuler les effets des polluants. Le niveau de contamination des milieux et des vecteurs concernés, ainsi que les modalités (durée, fréquence, paramètres physiologiques) de leur contact avec l'organisme, déterminent le niveau d'exposition aux agents environnementaux. Enfin, les caractéristiques individuelles des personnes (âge, sexe, patrimoine génétique, état de santé préalable, niveau socio-économique et co-expositions à d'autres agents toxiques) vont moduler l'expression de la dangerosité du polluant environnemental.

2.2. Évaluation des risques d'une exposition pour la santé

L'évaluation des expositions se fait le plus souvent au moyen de modèles mathématiques combinant les niveaux de contamination des milieux avec les données caractéristiques (durée, fréquence, paramètres physiologiques) des contacts entre l'organisme et ceux-ci. Les niveaux d'exposition ainsi calculés peuvent, à leur tour, être confrontés à des valeurs de référence (valeurs toxicologiques de référence ou VTR, doses journalières acceptables ou DJA...) qui permettent de statuer sur l'existence éventuelle d'un risque significatif pour la santé humaine, voire de le quantifier.

Cette quantification peut se faire principalement grâce à deux méthodes : l'évaluation quantitative des risques sanitaires et l'évaluation d'impact sanitaire.

2.2.1. Évaluation (quantitative) des risques sanitaires

Concernant l'évaluation (quantitative) des risques sanitaires (E(Q)RS), la description qui suit est extraite du document « Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires » publié par l'InVS et l'Afsset en 2007 [Dor, 2007].

En 1983, le *National Research Council* (NRC) des Etats-Unis d'Amérique a, pour la première fois, proposé la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires [Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health, National RC, 1983]. La définition souligne qu'elle repose sur « l'utilisation de faits scientifiques pour définir les effets sur la santé d'une exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou à des situations dangereuses ». Ainsi, la place d'un jugement se fondant sur des convictions personnelles doit être aussi réduite que possible. Conventionnellement, la démarche se compose de quatre étapes : (i) l'identification des dangers, (ii) l'évaluation de la relation dose-réponse, (iii) l'évaluation des expositions et (iv) la caractérisation des risques. Chaque étape requiert une évaluation scientifique visant à produire une synthèse des connaissances disponibles débouchant sur un bilan de ce qu'on sait, de ce qu'on ignore et de ce qui reste douteux. Deux indicateurs peuvent être calculés, selon le cas, à l'issue de cette démarche : le quotient de danger (QD) pour les effets avec seuil et l'excès de risque individuel (ERI) pour les effets sans seuil. C'est à partir de ces deux indicateurs, et en tenant compte de la population concernée, qu'un impact sanitaire (IS) proprement dit peut être estimé².

L'impact sur la santé – ou excès de risque collectif (ERC) – correspond au nombre potentiel de cas de la maladie étudiée avec effet sans seuil (cancer, par exemple), lié à une exposition donnée au sein d'une population, susceptible de survenir dans cette population, sur une période déterminée. Ce nombre peut être calculé à partir de la taille de la population considérée et de l'ERI qui est la probabilité, pour un individu représentatif d'une population choisie, de développer une maladie (cancer, par exemple) en lien avec l'exposition considérée. L'ERI se calcule à partir de l'excès de risque unitaire (ERU qui résulte soit de données épidémiologiques, soit le plus souvent de données expérimentales chez l'animal), de la dose journalière reçue par l'individu et de la durée d'exposition.

2.2.2. Évaluation d'impact sanitaire

On notera que ce calcul prédictif de l'impact sanitaire, à partir de données d'origine exclusivement épidémiologique, est structuré depuis de très nombreuses années dans divers domaines, notamment celui des maladies infectieuses, des maladies professionnelles (amiante) ou encore pour certains fléaux tels que l'alcoolisme et le tabagisme. Son application est plus récente dans le domaine environnemental, les effets à court terme de la pollution de l'air ayant servi de premier support. Il s'agit dans ce dernier cas de l'évaluation d'impact

² Le calcul de ces indicateurs de risque (QD, ERI, IS) fait l'hypothèse que la relation entre l'exposition et l'effet sanitaire est de nature causale.

sanitaire (EIS) (*health impact assessment* (HIA) pour les Anglo-Saxons) dont la démarche a été codifiée par l'OMS [WHO, 2000]. Cette méthode fait l'objet de documents de références généraux [Mindell, 2003 ; Joffe, 2005], ainsi que de guides déclinant son application au champ spécifique de la pollution atmosphérique [Blanchard, 2008]. Son principe se fonde sur le calcul du nombre de cas (de décès, d'hospitalisations, d'une entité pathologique donnée...) attribuables à un facteur de risque environnemental à partir de relations exposition-risque (relation E-R), de la proportion de personnes exposées, des niveaux d'exposition et du nombre de cas incidents (ou de décès) dans la population étudiée. La démarche préconisée par le guide de l'OMS pour la réalisation d'EIS comprend cinq étapes successives : (i) estimation de l'exposition, (ii) détermination des indicateurs sanitaires appropriés, (iii) sélection de la relation exposition-risque, (iv) recueil des données concernant la fréquence observée des indicateurs sanitaires, (v) calcul du nombre de cas attribuable. Il est à noter que ce calcul fait l'hypothèse que la relation E-R est de nature causale, ce qui souvent est loin d'être démontré.

Remarque. Lorsque ces analyses (EQRS ou EIS) mettent en évidence l'existence d'un risque significatif, les investigations peuvent être complétées par la recherche d'événements sanitaires pouvant être en rapport avec le signal environnemental. Ceci peut se produire quand ces analyses attestent la possibilité de survenue d'effets sanitaires, dans le cas d'agents et d'effets à seuil ou conduisent, dans le cas d'agents et d'effets sans seuil, à estimer que la probabilité de survenue d'un effet sanitaire dépasse le « risque acceptable » (cf. supra), ou que l'impact sanitaire estimé est important.

2.3. Études et surveillances épidémiologiques dont les indicateurs sont de type agrégé

Les événements sanitaires qui feront l'objet d'une étude ou d'une surveillance sont identifiés sur la base des connaissances concernant les dangers des agents considérés et de l'importance des expositions dans la situation considérée. Leur recherche s'effectue à partir de données préexistantes (données médico-administratives, registres...) ou au moyen d'un recueil *ad hoc*.

2.3.1. Surveillance

La surveillance de l'état de santé de groupes de population exposés ou de la relation exposition-risque³ au sein de ces groupes peut se faire à partir de systèmes de surveillance existants couvrant une zone géographique incluant la zone d'intérêt. Une telle solution présente un grand intérêt en termes de délais, de coût et de facilité de mise en œuvre. En revanche sa non-spécificité peut entraîner des difficultés dans la pertinence des données disponibles et leur interprétation.

Concernant la mise en place d'un système de surveillance, on se reportera utilement au chapitre « Concevoir et mettre en place un système de surveillance épidémiologique » de l'ouvrage « Épidémiologie de terrain » [Che, 2012]. Il faut rappeler, cependant, que la mise en place d'un dispositif de surveillance est coûteuse en ressources et doit être justifiée du point de vue de la santé publique : elle peut aider à juger de l'efficacité de mesures de contrôle et de prévention, à répondre à un besoin de connaissances sur un phénomène nouvellement apparu, notamment une exposition environnementale dans le champ santé environnement, ou encore apprécier les tendances temporelles saisonnières ou séculaires d'un événement de santé. Elle permet, également, d'orienter des mesures de santé publique, ou d'améliorer la connaissance des populations atteintes et leurs facteurs de risque spécifiques. Lorsque le dispositif est mis en place, il est important de vérifier son adéquation au regard des objectifs à atteindre.

Concernant plus spécifiquement la surveillance épidémiologique en santé environnement à une échelle locale, les installations classées pour la protection de l'environnement, les sites et les sols pollués, les situations post-accidentelles naturelles (inondations, tempêtes) ou industrielles, les installations nucléaires de base sont génératrices de conditions environnementales circonscrites, présentant un danger potentiel pour la population riveraine. La question de la surveillance épidémiologique est régulièrement posée par la population (et ses représentants), inquiète quant aux risques passés, présents et futurs dans un contexte d'exposition environnementale avérée ou suspectée (source de pollution, imprégnation des milieux) avec ou sans manifestation sanitaire.

Ainsi, la surveillance épidémiologique locale est profondément inscrite dans le territoire et doit fournir une information directement et immédiatement utilisable en termes d'action de santé publique [Eilstein, 2012a]. Différentes approches existent et sont choisies en fonction de la problématique : suivi de la mortalité, utilisation du PMSI et des ALD, du Sniiram (consommation de soins), du Groupement pour l'élaboration et la réalisation de statistiques (GERS : statistiques sur la vente de médicaments), de laboratoires d'analyses médicales, utilisation des données locales des systèmes de surveillance nationaux (celui du CO, par exemple) ou locaux tels que des

³ Risque relatif, odds ratio, etc.

registres (cancer par exemple), surveillance non spécifique comme celle des passages aux urgences, surveillance des événements de santé déclarés (symptômes), surveillance environnementale (campagnes de mesurage), étude par biomarqueurs, mise en œuvre d'un dépistage, suivi (médical) individuel.

La décision de mettre en place une surveillance locale passe par un ensemble de questions relatives à la pertinence et la faisabilité de cette mise en place (pertinence de la question de santé publique, pertinence de mettre en place une surveillance, pertinence d'une modalité donnée de surveillance, etc. [Eilstein, 2012a]). L'interprétation des résultats d'une telle surveillance peut être difficile en raison du manque de puissance (faibles effectifs des populations, rareté des événements sanitaires), des nombreux biais (difficulté de caractériser l'exposition) et incertitudes qui les entourent. Aussi faudra-t-il interpréter et communiquer leurs résultats avec prudence. Cependant, la surveillance a l'intérêt de produire des indicateurs (et leurs niveaux de référence) qui peuvent aider l'action. Dans tous les cas, le caractère local de cette surveillance implique d'autant plus la constitution et l'animation (rétro-information, partage de méthodes...) de réseaux de partenaires (médecins libéraux et/ou hospitaliers, CAP-TV, registre de morbidité), l'information et la participation des porteurs d'enjeux et de la population. Tout cela fait que la décision de mettre en place ou non un système de surveillance doit être prise après avoir pris en compte l'avis des acteurs concernés.

2.3.2. Investigation de regroupements spatiotemporels de cas de maladies ou de symptômes

Un regroupement de maladies non transmissibles dans le temps et/ou l'espace (*cluster of diseases*), peut être mis en évidence par une analyse géographique (SIG) et statistique (*clustering*) ou (le plus souvent) par des professionnels de santé ou des responsables de collectivités à un niveau local, lesquels peuvent, alors, alerter sur le danger potentiel que l'environnement (pollutions d'installations industrielles, sites pollués, activités agricoles, etc.) fait courir à la population. Pour investiguer ce type de signalement, on part du principe que les cas groupés de maladies ont été soumis à une (ou plusieurs) exposition(s) commune(s). C'est pourquoi les investigations ne concernent que des regroupements de cas de la même maladie ou de maladies ayant une étiologie commune certaine. La démarche revient alors à répondre à deux questions : 1°) le nombre de cas pathologiques rapportés est-il « anormal » au sein de la collectivité ? ; 2°) peut-on mettre en cause, dans ce regroupement de cas, une exposition commune à un ou plusieurs facteurs environnementaux ?

L'investigation épidémiologique d'un agrégat spatio-temporel est confrontée à deux problèmes méthodologiques : 1°) l'évaluation d'une variation de fréquence de maladie *a posteriori* du signalement du *cluster*; 2°) l'identification, pour un petit nombre de cas, de facteurs étiologiques parmi de nombreuses causes potentielles (environnementales, alimentaires, génétiques, comportementales). D'autre part, la gestion de ces

situations dans un contexte social souvent sensible est difficile pour les pouvoirs publics. Ces derniers doivent, en effet, apporter rapidement des réponses aux questions et aux inquiétudes des populations. Aussi, les investigations de *clusters*, concluant de façon non contestable, en mettant en évidence le rôle possible d'un facteur extérieur sont très rares. Quelques investigations, cependant, ont apporté une certitude : l'angiosarcome du foie chez les ouvriers des usines de production du chlorure de vinyle [Creech, 1974], les cancers respiratoires et trémolite en Nouvelle-Calédonie [Luce, 1994], tumeurs des cellules germinales des testicules chez les ouvriers réparateurs d'avions [Ducatman, 1986], ou le cancer du poumon chez les ouvriers du chlorométhyle éther [Figuerola, 1973], par exemple. Aussi, face à un signalement de *cluster*, il faut identifier les situations susceptibles d'être suffisamment informatives (si on les investigate) pour qu'on en déduise une décision en santé publique sans engager des actions inutiles, au détriment d'autres activités.

Une méthode d'investigation, fondée sur un recueil et une analyse progressifs et hiérarchisés d'informations sanitaires et environnementales, a été proposée en France [Germonneau, 2005 ; Kermarec, 2010].

2.3.3. Étude des variations géographiques de l'incidence

Enfin, un autre type d'étude peut consister à rechercher une augmentation du taux d'incidence de maladies ou de mortalité spécifiques de populations vivant à proximité d'une zone qualifiée de polluée. Dans ces cas, il s'agit de calculer un ratio standardisé d'incidence (SIR) ou de mortalité (SMR). Ce type d'études écologiques a fait l'objet d'un guide méthodologique spécifique [Goria, 2010] dont sont issus les éléments suivants. En général, ces études sont menées pour répondre à l'interrogation des populations locales à la proximité de ces points sources. Elles posent toutefois des problèmes quant à la méthode d'analyse ainsi qu'au niveau de l'interprétation des résultats. Quand l'étude est, de plus, menée en réponse à une inquiétude de la population relative à une surincidence possible, l'interprétation des résultats est d'autant plus difficile puisque l'hypothèse est déterminée *a posteriori* et non *a priori*. Ces études se rapprochent, dans leurs méthodologies, des enquêtes « exposés-non exposés » : la population vivant à proximité d'une source polluante est supposée exposée et est comparée à une population de référence supposée non exposée ou moins exposée. L'objectif est de comparer l'état de santé de ces populations. L'interprétation de telles études doit être prudente : en effet, elles n'ont pas vocation à être de type analytique mais peuvent suggérer, le cas échéant, la mise en place de telles études analytiques. Aussi, les différences observées ici ne doivent pas être mises en relation avec le facteur environnemental sans investigation complémentaire. Au final, ce type d'étude n'apporte fréquemment pas de réponse adaptée aux interrogations soulevées localement. Il présente surtout un intérêt quand il suggère que les incidences perçues par la population comme inhabituelles ne le sont peut-être pas. Ceci peut-être le cas en matière de cancer où l'incidence de la

mortalité et de la morbidité relatives à cette maladie sont mal connues de la population. Il faut garder à l'idée, cependant, que ce type d'étude peut, dans ce cas, être faussement rassurant.

Remarque. Sur le plan méthodologique, cette approche ne peut être déconnectée de la précédente. En effet, même si le « signal d'entrée » est de nature différente, sanitaire pour les clusters, environnementale pour le taux d'incidence⁴, elles posent, toute deux, la question relative au nombre de cas pathologiques (« est-il normal ? ») et la question de l'explication de l'anomalie observée, le cas échéant (« peut-on mettre en cause des facteurs autres que le hasard »). Ces deux questions n'ont souvent pas de réponse au terme de ce type d'étude et dans tous les cas, nécessitent une interprétation prudente des résultats. Pour faire face à ces difficultés, il est possible de recourir à des méthodes d'analyse multivariée qui introduisent dans un modèle de régression, d'une part, les niveaux d'exposition au facteur de risque étudié et, d'autre part, les niveaux d'exposition aux facteurs de confusion pertinents (densité de population, niveau socio-économique, caractère urbain ou rural du territoire, etc.), compte tenu de la maladie considérée. La mise en place d'études multicentriques, multipliant les situations d'exposition et croisant ainsi, des facteurs de risque divers, peut aider aussi à diminuer les effets des biais, notamment de type écologique. Pour être mis en œuvre, ces modèles devraient donc être renseignés par des données fiables sur les indicateurs de santé et d'exposition à l'échelle de l'unité statistique, en général la commune, ou l'Iris (îlots regroupés pour l'information statistique).

2.4. Études avec recueil de données individuelles

Sur ce sujet on se reportera utilement au chapitre « De l'hypothèse épidémiologique au schéma d'étude » de l'ouvrage « Épidémiologie de terrain » [Helynck, 2012].

⁴ Il s'agit du calcul de l'incidence d'une maladie connue pour être en rapport avec l'exposition environnementale en question.

2.4.1. Études de cohorte

Le principe de ces études est de comparer le taux d'incidence d'une maladie observé dans un groupe de sujets exposés à un facteur de risque au taux d'incidence observé dans un groupe de sujets non (ou moins) exposés à ce facteur de risque. Les statuts « malade / non malade » et « exposé / non exposé » sont mesurés au niveau de chaque individu de la cohorte. Les cohortes peuvent être prospectives : c'est le cas de la cohorte menée par Doll et Hill dans les années 50 [Doll, 1954] pour mettre en évidence une relation entre le tabagisme et le cancer du poumon. C'est aussi le cas de l'étude longitudinale française depuis l'enfance (Elfe), cohorte de naissance recrutée en 2011 avec, pour objectif, de comprendre comment les conditions périnatales et l'environnement dans ses différentes dimensions affectent, de la période intra-utérine à l'adolescence, le développement, la santé et la socialisation des enfants [Vandentorren, 2009]. Elles peuvent être rétrospectives, par reconstruction de l'exposition individuelle, appréciée de façon globale ou par niveaux d'exposition. La principale difficulté, dans ce cas, réside dans la reconstitution de la cohorte (même en population générale) et, si cette dernière est possible, dans une reconstitution correcte des expositions individuelles de chaque membre de la cohorte sur des périodes parfois longues (supérieures à 10 années). Ceci rend ce schéma d'étude peu adapté à la réponse à une sollicitation locale (sauf si des données de qualité sont disponibles).

2.4.2. Études cas-témoins

Le principe des études cas-témoins est de comparer l'exposition de sujets malades (les cas) à l'exposition de sujets non malades (les témoins) issus d'un même groupe de population (idéalement, les cas et les témoins doivent être comparables à l'exception de la maladie : absente chez les témoins, présente chez les cas). Ce schéma est bien adapté à l'étude de maladies rares, dès lors que l'investigateur part des cas identifiés pour remonter de façon rétrospective sur une ou plusieurs expositions.

De la même façon, ce schéma est bien adapté, s'il existe un fort déterminisme entre le facteur de risque et l'entité pathologique, telle l'étude menée par l'Inserm U88 sur la relation entre mésothéliome et exposition à la trémolite en Nouvelle Calédonie [Luce, 2000] dans laquelle l'*odds ratio* (OR) obtenu était de 40,9 [IC 95% 5,1-325,0] pour 15 cas et 305 témoins recrutés !

Toutefois, en santé environnementale, comme le plus souvent le facteur de risque génère un excès de risque faible (excès de risque < 1), la puissance de l'étude sera souvent insuffisante pour permettre de conclure de façon significative à une relation entre un facteur environnemental et un événement de santé indésirable.

2.5. Études utilisant des biomarqueurs

L'exposition, notamment à des agents chimiques, peut parfois être évaluée au moyen d'études d'imprégnation faisant appel à des biomarqueurs [Fillol, 2012 ; Dor, 2012].

Le terme « biomarqueurs » recouvre l'ensemble des substances et métabolites, des indicateurs de l'activité d'un processus biologique ou de l'état d'une structure pouvant être dosés dans l'organisme et révélateurs d'une exposition à une substance xénobiotique, d'un effet précoce ou d'une maladie ou, encore, d'une prédisposition génétique. Les biomarqueurs permettent ainsi de surveiller la présence et les effets, sur l'organisme, des substances chimiques, notamment des polluants environnementaux ou de mesurer la réceptivité de l'organisme exposé à un facteur de *stress*. La mesure de l'exposition à l'aide de marqueur(s) biologique(s) est ainsi une aide indéniable à l'évaluation et la gestion des situations environnementales posant problème. En revanche, le dosage de bio-indicateurs d'exposition ou de susceptibilité ne permet pas de conclure systématiquement et directement à l'existence d'un effet sur la santé.

Globalement, les études d'exposition ou études d'imprégnation par biomarqueurs permettent, d'une part, de repérer des sous-populations présentant des niveaux d'exposition élevés et, éventuellement, d'identifier les principaux facteurs expliquant ces niveaux à l'aide d'un questionnaire administré à chacune des personnes pour lesquelles des dosages de biomarqueurs sont réalisés. Le bénéfice individuel attendu porte alors sur une réduction des surexpositions par des actions sur les facteurs identifiés ; les autorités sanitaires seront amenées à s'interroger sur l'impact du ou des polluants au sein de la population et éventuellement à proposer des mesures pour réduire cette exposition en fonction des facteurs identifiés. Dans certains cas, ces études peuvent aussi apporter une réponse sanitaire, le plus souvent au niveau collectif, mais parfois aussi au niveau individuel ; cette dernière réponse peut s'inscrire ou non dans le cadre d'un dépistage.

2.6. Étude de la santé ressentie/rapportée

La santé rapportée permet de prendre en compte les plaintes sanitaires des populations, en considérant l'ensemble des dimensions de la santé définie par l'OMS, c'est-à-dire un état complet de bien-être physique, mental et social.

Par ailleurs, il existe une littérature conséquente d'études épidémiologiques ayant montré l'impact des facteurs psychosociaux sur la santé des populations riveraines de situations environnementales dégradées [Roth, 1985 ; Neutra, 1991 ; Baum, 1992].

Les études locales sur des maladies graves se heurtent à des difficultés, liées notamment au fait que les sources de données sanitaires usuelles (registres de morbidité, PMSI, CépiDC, etc.) n'ont pas la résolution spatiale suffisante pour des études locales. De plus, les délais de latence longs qui peuvent séparer le début de l'exposition de la survenue du problème de santé observable par les indicateurs disponibles, conduisent à des difficultés méthodologiques pour estimer rétrospectivement les expositions. Enfin et surtout, l'expérience a pu montrer que les études locales sur des maladies graves à faible incidence n'aboutissent le plus souvent à aucune conclusion. En revanche, les troubles de santé rapportés, parce qu'ils présentent des prévalences élevées en population, sont plus adaptés pour des études à une échelle locale portant sur des effectifs plus faibles. Un écueil, cependant, qu'il ne faut pas oublier de prendre en compte, est lié à la subjectivité de la déclaration et, par là-même, à l'orientation de cette déclaration selon la sensibilité à la question posée.

Ainsi, ce type d'étude fait actuellement l'objet de développements (voir l'exemple de Santé Canada [Santé Canada, 2005]) et d'applications à titre expérimental à certaines situations locales en santé environnement.

2.7. Analyse du contexte social

L'analyse de certaines dimensions sociales du territoire, en complément de l'analyse du signal environnemental et/ou sanitaire contribue à une meilleure adéquation entre les demandes et les réponses apportées. L'analyse du contexte social, même succincte, doit notamment permettre aux professionnels de santé publique de mieux connaître le contexte de leur intervention et de prendre du recul sur les situations dans lesquelles ils sont amenés à intervenir. Certaines interventions de santé publique locales liées à des problèmes environnementaux rencontrent des tensions ou des conflits entre les différentes parties prenantes (autorités, élus, experts et riverains...) ou ne répondent que partiellement à une demande sociale plus large. Ainsi, l'intervention sanitaire peut être fragilisée si elle néglige l'expression et la prise en charge des autres enjeux ou que ces derniers sont occultés. De plus, même si elle arrive à son terme, l'intervention sanitaire peut ne pas répondre à la demande sociale et de ce fait ne pas apporter l'apaisement social.

Une méthode pour mener une telle analyse du contexte social est proposée dans le document « Approche du contexte social lors d'un signalement local en santé et environnement » [Daniau, 2011].

Préambule

Les préoccupations concernant l'état des sols en France et leur impact potentiel sur la santé se sont renforcées ces dernières années en raison des nombreux arrêts d'exploitation et d'une demande foncière forte. A ce jour, en France, 300 000 sites présentent des sols potentiellement pollués par des agents dangereux pour la santé humaine dont près de 4 000 ont fait l'objet d'investigations ayant confirmé l'existence d'une pollution (InVS, 2008). La réalité ou la crainte d'une exposition à des substances toxiques des populations riveraines ou utilisatrices de sites pollués entraînent un nombre élevé de sollicitations locales de la part des riverains.

Ces situations se caractérisent notamment par des inquiétudes et des plaintes pour la santé exprimées par les populations qui vivent sur ces sites ou à proximité immédiate. Elles portent sur des maladies telles que les cancers mais également sur des symptômes variés, des troubles de santé ressentis, des perceptions désagréables, une gêne et une altération de la qualité de vie. Les professionnels de santé alertent parfois les autorités sanitaires en se faisant le relais des plaintes des populations. Les riverains redoutent les effets toxiques, à plus ou moins long terme, des polluants présents dans les sols du site.

De plus, les professionnels de santé publique et les épidémiologistes de terrain de l'Institut de veille sanitaire (InVS) qui sont amenés à répondre à des signalements de problèmes de santé ou de pollution de l'environnement constatent que ces situations sont parfois conflictuelles, la santé cristallisant les oppositions.

Si la description d'événements sanitaires indésirables dans une population qui réside sur ou aux abords d'un site pollué est possible, il est souvent difficile de déterminer si la pollution du site est responsable de ces effets. La difficulté d'estimer l'exposition des populations aux polluants présents dans les sols, le passage des polluants du sol dans l'organisme humain étant très mal connu, en est l'une des raisons principales. De plus, pour de nombreuses substances et pour les mélanges qu'elles peuvent constituer, les conséquences sur la santé humaine ne sont pas toujours déterminées.

1. Pourquoi cette note et à qui s'adresse-t-elle ?

Cette note est destinée à être rendue publique sur le site de l'InVS. Ses principaux destinataires sont :

- les commanditaires et partenaires institutionnels de l'InVS ;
- les acteurs (riverains de sites pollués, professionnels de santé, associations, élus) qui sont confrontés à une situation de sol pollué.

Elle vise à les informer de la position de l'InVS sur le sujet et présenter une synthèse des connaissances.

2. Quels sont les risques pour la santé ?

a. *Connaissances acquises ou faisant l'objet d'un consensus fort*

Impact sanitaire

Dans les années 1980, les affaires de Love Canal et de Woburn aux Etats-Unis ainsi que celle de Montchanin en France ont clairement montré que de nombreuses molécules toxiques présentes dans le sol peuvent être à l'origine d'effets sur la santé de la population en contact direct ou indirect (via la chaîne alimentaire par exemple) avec ce milieu [1]. Une étude européenne sur l'impact des sites de stockage de déchets a également rapporté une augmentation, notamment, de la fréquence des troubles de la reproduction et des malformations à la naissance dans les populations exposées. Enfin, les nombreux cas de saturnisme (intoxication au plomb) rapportés dans des zones industrielles fortement polluées par des activités industrielles (fonderies, fabriques de batteries) à Noyelles-Godault, Saint-Laurent le Minier, Pontchardon, par exemple, ont également contribué à la mise en cause de la pollution chimique des sols dans la survenue de maladies [2].

Exposition

Plus récemment, l'étude menée à Viviez, commune de l'Aveyron (12), a montré une imprégnation forte au cadmium de la population vivant dans un environnement riche en cet élément métallique. Environ 20% de la population dépassent le repère de concentration urinaire en cadmium (fixé à 1µg/g de créatinine). En revanche, malgré des concentrations élevées dans les sols, les mesures d'arsenic réalisées chez les habitants montrent que les concentrations urinaires sont très inférieures à celles observées dans la population générale [3].

Dans une commune du bassin de Moselle-et-Madon (54), dont les sols ont été fortement enrichis en arsenic du fait de son passé industriel, une étude n'a pas révélé d'exposition conséquente de la population locale même si, en moyenne, les concentrations urinaires sont légèrement supérieures à celles de la population générale. L'analyse statistique des données a montré que le sol contribuait à l'exposition des enfants âgés de 2 à 6 ans, ce qui peut s'expliquer par des comportements spécifiques aux jeunes enfants qui les mettent en contact étroit avec ce milieu (portage main-bouche, léchage d'objet, etc.). L'enquête menée à Salsigne (11) à la fin des années 90 avait rapporté des concentrations urinaires élevées d'arsenic chez les habitants d'un environnement minier pollué.

Dans ces trois études, la part attribuable à l'environnement immédiat et en particulier au sol semble limitée au regard des autres sources d'exposition. C'est généralement l'alimentation qui contribue le plus fortement à l'exposition.

Prise en charge de la situation

L'analyse des situations de pollution des sols montre deux choses.

D'une part, lorsque les situations locales sont conflictuelles, la controverse entre les acteurs est alimentée en particulier par les incertitudes scientifiques qui sont propres au champ de la santé environnementale. Ces tensions prennent leur source dans une dynamique qui est en général sous-estimée par les professionnels de santé publique si leur investigation se limite à l'analyse du signal environnemental et sanitaire. Il est nécessaire de connaître ces tensions, leurs causes et leurs enjeux, dès la réception de la sollicitation, pour identifier la sensibilité de la situation et adapter les modalités d'une éventuelle étude au contexte local.

D'autre part, les inquiétudes et plaintes portent sur un ensemble de troubles de santé non spécifiques et liés à des sensations telles que les maux de tête, des sensations de vertige, des douleurs musculaires, un état de fatigue prolongé, etc. Ces symptômes peuvent avoir un fort impact sur la qualité de vie. L'analyse des conditions de l'augmentation de ces manifestations nécessite une approche pluridisciplinaire. Elle fait appel non seulement à la toxicologie et à l'épidémiologie mais aussi sciences humaines et sociales. Par exemple, la littérature montre que des facteurs à la fois psychologiques et sociaux contribuent à l'émergence de plaintes de santé chez les usagers de sites pollués en lien notamment à des problématiques d'odeurs [4;5] et plus largement de perception des risques dans des situations sociales dégradées [6]. Ces facteurs conduiraient aux premiers effets sur la santé qui sont observés dans les situations de sites pollués, avant même l'expression des facteurs toxiques présents sur le site [7].

b. Ce qui est suspecté ou allégué

Les doutes scientifiques sont nombreux sur les effets des sols pollués sur la santé. La mesure de l'exposition humaine aux substances qui polluent un sol n'est pas toujours probante et la part qui revient à l'environnement est difficile à identifier. Il est possible de quantifier cette exposition à l'aide de modèles mathématiques qui simulent la dispersion d'une molécule présente dans le sol vers les différents compartiments de l'environnement (eau, air, poussière, chaîne alimentaire) et calculent les quantités mises en contact avec les habitants du site. Cependant, on observe de nombreuses discordances entre les résultats fournis par ces modèles et les données obtenues par des mesures de laboratoires d'analyses biologiques.

La mise en évidence d'une augmentation du nombre de maladies au sein d'une population riveraine d'un site pollué nécessite une évaluation qui se heurte à d'importantes limites méthodologiques. Elles sont liées au manque de données sanitaires disponibles à une échelle géographique fine, à la difficulté de contrôler l'effet des facteurs (autres que la pollution) qui influencent la santé, et au défaut de puissance statistique des études, les pollutions de sol concernant le plus souvent des territoires restreints et donc des populations peu nombreuses. Les résultats des investigations épidémiologiques sont alors d'interprétation incertaine et souvent peu concluants. Il en résulte des difficultés d'aide à la décision.

Dans le cas de signalement de regroupement de pathologies (cluster), les investigations ayant débouché sur des conclusions claires et non contestables mettant en évidence le rôle d'un agent environnemental sont extrêmement rares [8].

Par ailleurs, l'expression de troubles sur la santé dans une population, même si elle est riveraine d'un site pollué, ne peut être attribuable aux seuls polluants environnementaux. Elle est multifactorielle sans que les parts respectives des autres causes (habitudes et modes de vie, expositions professionnelles, facteurs génétiques, etc.) puissent être quantifiées.

3. Rôle de l'InVS

a. Actions menées par l'InVS

- Face à un signalement de suspicion de problèmes de santé à proximité d'un site pollué, la démarche de l'InVS consiste à collecter des données afin de vérifier la réalité du signal, puis de caractériser la pollution de l'environnement. Le but est d'estimer l'exposition de la population concernée aux substances chimiques présentes dans les sols et les autres compartiments de l'environnement. Ceci permettra, le cas échéant, d'estimer un risque sanitaire. Les méthodes de l'interprétation de l'état des milieux (IEM) et de l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) peuvent être utilisées à ce stade.

Dans le cadre de la contribution à l'expertise publique et de l'aide à la décision, les missions de l'InVS conduisent également à mener les actions suivantes :

- contribuer à l'identification et à la hiérarchisation des sites et sols pollués qui peuvent porter atteinte à la santé de leurs usagers ;
- apporter les éléments méthodologiques et des connaissances pour guider la réalisation de mesures de l'exposition des populations aux polluants des sols (dosages de marqueurs biologiques dans les cheveux, les urines, le sang, etc.) ;
- comprendre l'influence de l'ingestion de terre et de poussières dans les études sanitaires sur les sites et sols pollués en vue d'améliorer la précision des modélisations de l'exposition humaine aux polluants du sol.

La mise en réseau des Cellules de l'InVS en région (Cire) sur la thématique des sites et sols pollués (SSP) permet également des échanges régionaux et un partage d'expériences. Elle a pour objectif d'améliorer la capacité d'investigation des Cire et la cohérence des réponses aux problématiques locales sur les SSP. L'axe principal de développement concerne l'évaluation de l'exposition des populations tant sur l'amélioration des méthodes et l'élaboration d'outils que sur l'acquisition et l'organisation des connaissances.

Concrètement, ces premières années ont vu l'aboutissement de travaux d'encadrement méthodologique qui ont fait l'objet de publications : grille de lecture des campagnes de mesure environnementale [9], propositions concernant l'ingestion de terre et de poussières chez les enfants âgés de moins de 6 ans [10], élaboration de référentiels environnementaux [11]. Par ailleurs, de nombreuses investigations de terrain, dont plusieurs ayant inclus la mesure de l'exposition humaine aux polluants du sol, ont enrichi nos pratiques sur l'utilisation, l'interprétation et l'aide à la décision de marqueurs biologiques (arsenic et cadmium urinaire principalement). Cette expérience a permis de rédiger une aide méthodologique pour une utilisation des biomarqueurs dans le cadre d'une pollution locale [12].

Aujourd'hui, la demande s'est élargie et l'interdisciplinarité avec les sciences humaines et sociales a pris place dans nos pratiques. Dans ce cadre, l'InVS mène des travaux sur deux volets.

Le premier volet porte sur l'approche du contexte social lors d'un signalement local en santé et environnement, qui a donné lieu à l'élaboration d'un guide destiné aux investigateurs de terrain [13]. Ce dernier s'est appuyé sur les résultats de travaux pilotes menés dans deux situations locales : sur la commune de Champlan dans l'Essonne (91) et sur le Bassin de Moselle-et-Madon en Meurthe-et-Moselle (54). Un retour d'expérience sollicité auprès d'acteurs spécialistes de l'intervention a été également exploité pour élaborer la démarche proposée. Rédigé par un groupe de travail composé d'épidémiologistes, d'évaluateurs de risque et de sociologues, l'objectif de ce document est de permettre à l'intervention de santé publique de s'inscrire dans le territoire, en identifiant, en parallèle de l'analyse des données sanitaires et environnementales, les données de nature sociologique telles que les enjeux des acteurs et le contexte autour de la demande de la population.

Le deuxième volet de nos travaux porte sur l'implication des populations locales dans les interventions de l'InVS sur des sites pollués. Un guide intitulé « Grille de questionnements sur l'implication de la population dans le cadre de sollicitations à un niveau local en santé environnementale » a été élaboré conjointement avec d'autres agences de sécurité sanitaire [14]. Cette grille porte sur l'ensemble des phases qui vont de la prise en charge initiale de la situation à la restitution des résultats et la formulation des recommandations visant à contrôler les risques sanitaires mis en évidence par les études.

b. Actions à poursuivre

Pour accroître sa capacité d'intervention et contourner les difficultés méthodologiques évoquées précédemment, l'InVS est actuellement engagé dans la mise en œuvre d'une étude dont l'objectif est d'évaluer la pertinence et la faisabilité d'analyser l'état de santé d'une population autour d'une source de pollution en s'appuyant sur la description d'événements de santé déclarés par la population. La mesure de l'état de santé permet de prendre en compte toutes les dimensions de la santé, physique, psychologique et sociale. Les sites et sols pollués regroupent souvent les critères qui rendent pertinente l'étude d'indicateurs de santé globale. Ce sont la présence de facteurs environnementaux conduisant à une gêne exprimée par la population (odeur, bruit, aspect physique de l'installation polluante) ou à une inquiétude sanitaire (manque de connaissance et incertitude sur la situation, mélange de polluants), ainsi que divers éléments du contexte social comme la présence de fortes tensions au sein de la population locale [15;16].

Dans le domaine de la mesure de l'exposition humaine, des développements sont en cours concernant la mesure de l'imprégnation biologique des personnes. Il est prévu de poursuivre l'identification de biomarqueurs utilisables dans les études de l'impact sanitaire des sols pollués.

Ainsi, une approche interdisciplinaire, associant de manière complémentaire l'analyse des dimensions psychosociales à la démarche épidémiologique et toxicologique, s'est imposée pour améliorer la qualité et l'utilité des investigations de terrain de l'InVS dans le domaine de pollutions de sols. D'autres situations, tel que les syndromes collectifs inexplicables, demandent également d'être analysées par la mise en œuvre de disciplines scientifiques fondées sur des méthodes qualitatives et quantitatives.

c. Actions en dehors des missions de l'InVS

Dans le domaine de la mesure de l'imprégnation biologique des personnes. Il convient de distinguer les études qui visent à évaluer la situation et la mise en place d'un dépistage qui a pour objectif de permettre une prise en charge précoce et adaptée. Il n'appartient pas à l'InVS d'organiser un dépistage individuel, par exemple du saturnisme, car cette activité relève de la gestion d'un risque sanitaire. Cependant, l'InVS peut participer à l'analyse de la pertinence d'un dépistage sur des critères scientifiques comme, par exemple, le niveau d'exposition (mesuré ou modélisé) à l'agent toxique. Il peut aussi être amené à exploiter les données issues du dépistage pour analyser les facteurs de risque concourant à une exposition trop élevée. En effet, si les mesures de plombémie sont associées à un questionnaire de recherche des facteurs d'exposition, il s'agit alors d'une mesure d'imprégnation à visée étiologique à laquelle l'InVS peut participer.

4. En pratique, que faire face à une sollicitation du terrain ?

Les sollicitations provenant de particuliers sont traitées par l'Agence régionale de santé (ARS) qui, après analyse de la situation, décide de la pertinence de demander un soutien méthodologique de la Cellule de l'InVS dans cette région (Cire). La Cire, de manière autonome ou avec l'appui des départements scientifiques de l'InVS selon la complexité de la situation, conduira les investigations nécessaires selon les principes énoncés ci-dessus.

Bibliographie

- [1] Zmirou D, Parent B, Potelon J-L. Etude épidémiologique des effets sur la santé des rejets atmosphériques d'une usine d'incinération de déchets industriels et ménagers". Revue d'épidémiologie et de Santé Publique, 1984, 32, 391-397.
- [2] Cicchelerio V. Dépistage du saturnisme dans la commune de Saint-Laurent-le-Minier (Gard). Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2005. 27 p.
- [3] Durand C, Sauthier N, Schwoebel V. Évaluation de l'exposition à des sols pollués au plomb, au cadmium et à l'arsenic en Aveyron. Étude Cassiopée (cadmium et arsenic dans les sols : impact observé sur une population exposée). Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2011. 186 p.
- [4] Steinheider B. Environmental odours and somatic complaints. Zentrabl Hyg Umweltmed. 1999; 94:15-24.
- [5] Aatamila M, Verkasalo PK, Korhonen MJ, Suominen AL, Hirvonen MR, Viluksela MK, et al. Odour annoyance and physical symptoms among residents living near waste treatment centres. Environ Res 2011;111(1):164-170.
- [6] Lima ML. On the influence of risk perception on mental health: living near an incinerator. Journal of Environmental Psychology 2004;24:71-84.
- [7] Horowitz J, Stefanko M. Toxic waste: behavioral effects of an environmental stressor. Behav Med. 1989; 15(1): 23-8.
- [8] Germonneau P, Tillaut H, Gomes Do Esperito Santo E et al. Guide méthodologique pour l'évaluation et la prise en charge des agrégats spatio-temporels de maladies non infectieuses. Version mai 2005. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2005. 75 p.
- [9] Pascal M, Mathieu A, Daniau C, Lucas N. Grille de lecture : échantillonnage et analyse des sols pollués. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2008. 28 p.
- [10] Dor F, Denys S. et les membres du GT. Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, septembre 2012, 83 p.
- [11] Mathieu A, Baize D, Raoul C, Daniau C. Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires. Environnement, Risques & Santé, avril 2008, 7(2) : 111-122.
- [12] Dor F, Fréry N et al. Utilisation des biomarqueurs dans les situations de pollution locale. Aide méthodologique. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2012. 61 p.
- [13] Daniau C, Salomon D, Legout C, Kermarec F, Dor F. Approche du contexte social lors d'un signalement local en santé et environnement - Document d'appui aux investigateurs. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2011. 60 p.
- [14] Dor F, Schneider T, Boucher A et al. Cinq instituts publics d'expertise et d'évaluation face aux évolutions de la gouvernance des activités et situations à risque pour l'homme et pour l'environnement. Grille de questionnement sur l'implication de la population dans le cadre de sollicitations à un niveau local en santé environnementale. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2010. 27 p.
- [15] Luginaah IN, Taylor SM, Elliott SJ, Eyles JD. Community responses and coping strategies in the vicinity of a petroleum refinery in Oakville, Ontario. Health Place 2002;8(3):177-190.
- [16] Boardman JD, Downey L, Jackson JS, Merrill JB, Saint Onge JM, Williams DR. Proximate industrial activity and psychological distress. Popul Environ 2008;30(1-2):3-25.



De l'expertise
à l'action,
une implication
collective

Historiquement liée à l'histoire de la vallée du Lot, la problématique du cadmium touche l'ensemble du continuum fluvial Lot-Garonne-Gironde. L'étendue du territoire concerné, comme la complexité du sujet, ont nécessité plusieurs études que l'agence de l'eau Adour-Garonne a impulsées et coordonnées. Ces investigations sur le long terme et les grands progrès dans la connaissance qu'elles ont permis, méritaient d'être synthétisées.

Au-delà même de la caractérisation du cadmium, de ses modalités de transfert, ainsi que de ses impacts sur le milieu naturel aquatique et sur les activités humaines qui lui sont liées, la lutte pour sa maîtrise a permis d'engager une très large mobilisation en faveur de la qualité de nos rivières et de la mise en valeur de notre territoire. De nombreux partenaires locaux sont ainsi impliqués : collectivités, industriels, scientifiques, services de l'Etat, professionnels de la pêche, de l'ostréiculture, bureaux d'études, etc.

La tâche fut ardue, son impact se faisant sentir à 500 kilomètres de sa source aveyronnaise jusque dans les zones ostréicoles de Marennes-Oléron.

Plus de quarante années consacrées à cette aventure en valaient la chandelle : les résultats sont là et mesurables. Cette démarche collective de gestion globale et intégrée d'une vallée a signé et fait vivre la solidarité amont-aval qui est la raison d'être de tout bassin hydrographique.

La mobilisation demeure d'actualité car, pour être en grande partie derrière nous, cette problématique assez spécifique de notre bassin exige encore de développer de nouvelles dynamiques d'action. ■

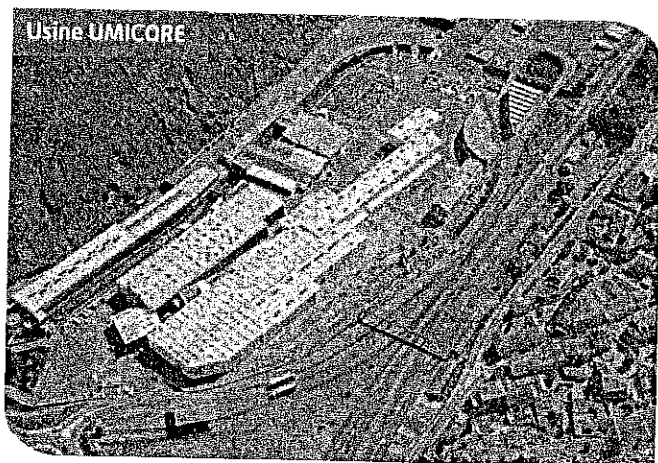
Le cadmium

dans le bassin Adour-Garonne

Les origines

Au début des années 70, la contamination de la rivière Lot par le cadmium a été mise en évidence par les « Inventaires nationaux de la pollution des eaux superficielles ». Le RNO (Réseau National d'Observation de la qualité marine) de l'IFREMER révèle alors des concentrations en cadmium très élevées dans les moules et les huîtres sauvages de l'estuaire de la Gironde. Celles-ci s'avèrent être, à l'époque, les plus contaminées du littoral européen (jusqu'à 60 fois les niveaux rencontrés ailleurs).

Dans les années 80, les résultats d'une étude menée par l'Agence démontrent que l'essentiel de la contamination par le cadmium provient du site de l'Union Minière de Viviez dans l'Aveyron. L'entreprise, aujourd'hui appelée UMICORE, a été spécialisée dans le traitement du minerai de zinc pendant près de 130 ans.



L'extraction et la purification de ce minerai ont conduit à la production de 10 000 tonnes de cadmium stockées à proximité de l'usine. Le lessivage par les eaux de pluies a entraîné en cascade la contamination du Riou Mort, du Lot, de la Garonne, de l'estuaire de la Gironde, et de Marennes-Oléron, à plus de 500 km de la source de pollution.

En 1986, une pollution accidentelle conduit à l'arrêt de la production sur le site. Le Riou Mort apparaît à cette époque comme une rivière hors normes en termes de pollution : les concentrations mesurées en cadmium sont de 10 à 100 fois plus importantes que celles observées dans les cours d'eau les plus contaminés au monde.

Van Gogh n'aurait jamais peint les Tournesols sans le jaune du sulfure de cadmium

Gérard Blanc, professeur à l'Université de Bordeaux I.

Le cadmium est un métal blanc aux propriétés physiques proches de celle du zinc. Il est ductile, malléable et résiste à la corrosion atmosphérique, ce qui en fait un excellent revêtement de protection pour les métaux ferreux.

Il connaît de multiples utilisations : écrans de télévision, photovoltaïque, barres de contrôles des réacteurs nucléaires, colorants (émail, glaçure). Il entre dans la composition de nombreux alliages, sert à la fabrication de certaines batteries d'accumulateurs ou encore à la fabrication de pigments de couleurs (jaune et rouge). Il apparaît également dans certains engrais phosphatés.

Le cadmium ne joue aucun rôle dans le métabolisme humain contrairement à d'autres métaux (arsenic, cuivre, fer ou nickel, considérés comme des oligo-éléments). Il est dangereux et toxique pour les écosystèmes, ainsi que pour l'homme, dernier maillon de la chaîne trophique. Dans le cas d'une intoxication sévère, le rein est la principale cible. Il augmente également les risques de cancers (pulmonaires, prostate) et entraîne des problèmes osseux. L'intoxication chronique des poissons se traduit par la perturbation de leur système nerveux, la nécrose des gonades mâles et des branchies.

La réhabilitation du site et une réduction des flux observée à la source

La pollution accidentelle de 1986 a conduit à mettre en place plusieurs types de mesures pour limiter et traiter la source de la contamination :

- isolement des zones contaminées,
- pompage des eaux polluées de la nappe phréatique,
- traitement des eaux pompées et des déchets contaminés,
- stockage sur des sites appropriés.

Malgré des concentrations en cadmium toujours conséquentes, les travaux de réhabilitation entrepris ont eu un effet important sur les flux de cadmium sortant du Riou Mort, puisqu'entre 1986 et aujourd'hui ils sont passés de 30 à 1,5 tonne par an.

Chronologie d'une longue histoire

Production de zinc brut

Production de zinc par voie électrolytique

1855

Début d'exploitation de la production du zinc brut

1922

1971

3,5 millions de tonnes de résidus industriels

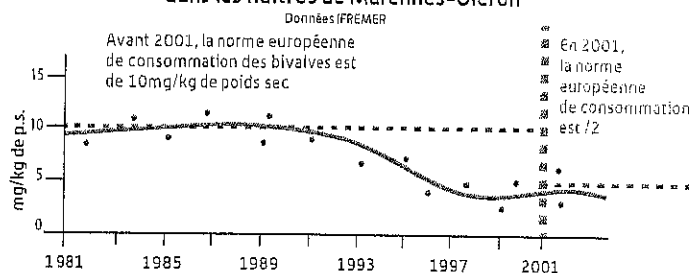
Le cadmium

dans le bassin Adour-Garonne

Le « Défi Cadmium » (2004-2010)

En 2001, la Communauté économique européenne (CEE/466/2001) diminue de moitié la valeur admissible de cadmium dans les huîtres à 5 mg de cadmium par kilo de poids sec (contre 10 auparavant).

Évolution de la concentration en cadmium dans les huîtres de Marennes-Oléron

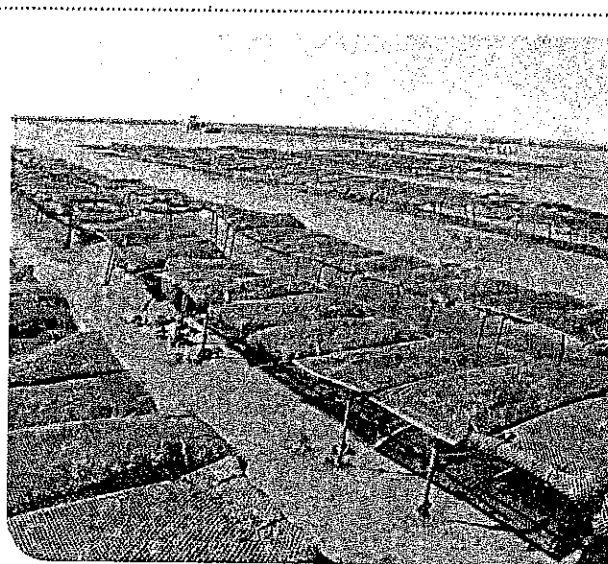


Les valeurs de cadmium mesurées alors dans les huîtres de Marennes-Oléron frôlent cette nouvelle norme de consommation. L'enjeu économique est très important : le bassin de Marennes-Oléron représente 45 % de la production française.

Dans ce contexte, l'agence de l'eau Adour-Garonne propose en 2002 au Comité de Bassin le « Défi Cadmium ». Il sera mis en place de 2004 à 2010, co-financé par l'Agence de l'eau, les Conseils Généraux de la Gironde et de la Charente-Maritime, l'Entente Interdépartementale du Bassin du Lot et UMICORE.

Les objectifs du « défi cadmium » étaient :

- limiter, voire supprimer la source de la contamination (au niveau du site industriel de Viviez),
- améliorer l'état des connaissances de cette pollution sur l'ensemble du continuum fluvio-estuarien Lot-Garonne-Gironde et apporter des réponses quant à la réduction de la pollution et au devenir du cadmium dans le bassin de Marennes-Oléron.



La conchyliculture en Charente-Maritime, une forte activité économique sous la menace du cadmium

Gérald Viaud, Président des comités national et régional de la conchyliculture

Premier centre conchylicole d'Europe avec ses 500 millions d'euros générés annuellement, la Charente-Maritime est la seule région française à accomplir tout le cycle de production du naissain d'huître à l'affinage en claires et jusqu'à sa commercialisation. Cette activité regroupe 1 000 établissements et représente 20 000 emplois, directs et indirects. Annuellement, ce sont près de 50 000 tonnes d'huîtres qui sont expédiées dans le monde entier.

1986
Pollution accidentelle

1995
Interdiction du ramassage des coquillages

2001
Norme sur bivalves divisée par 2

2002
Début des travaux sur le site

2004-2010 Défi Cadmium

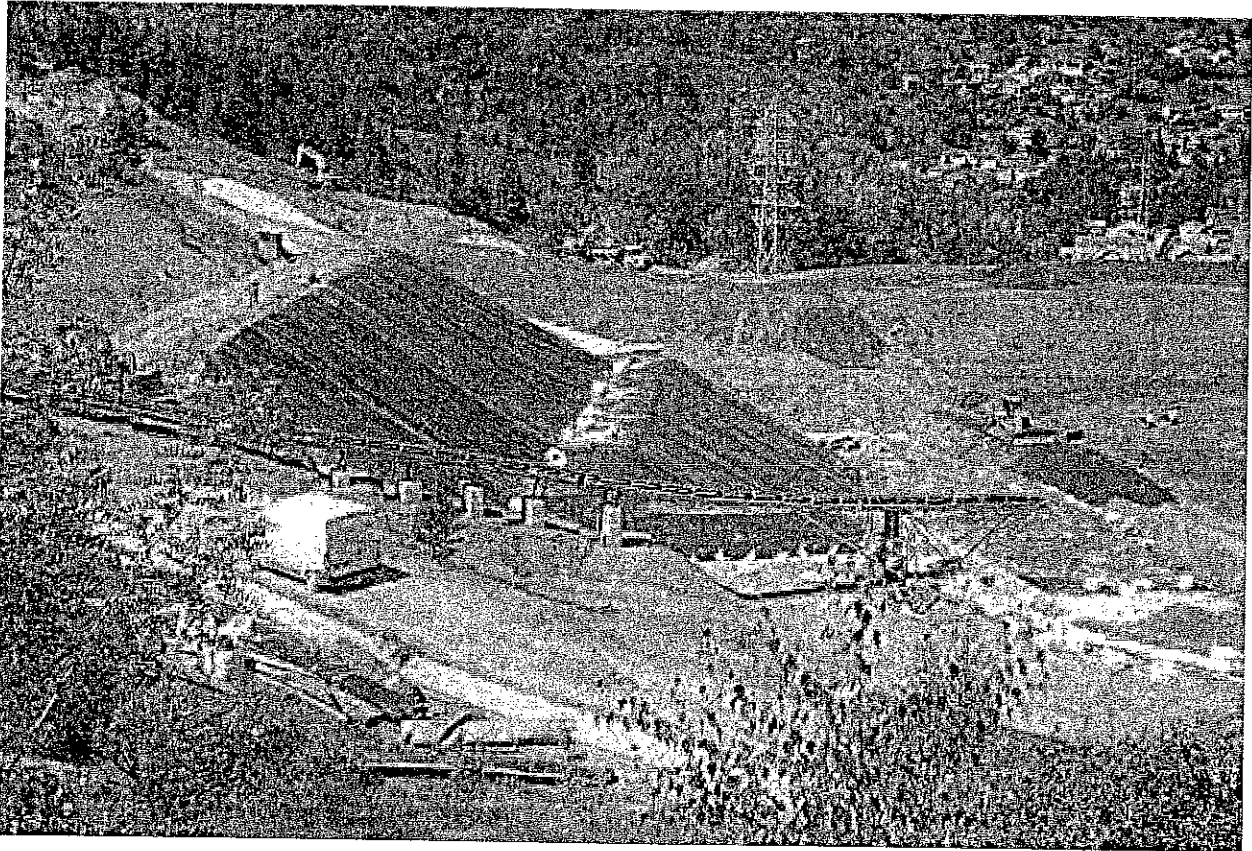
Études de l'agence de l'eau Adour-Garonne et de ses partenaires

10 000 tonnes de cadmium stockées à proximité de l'usine

1987
Arrêt de la production de zinc par voie électrolytique

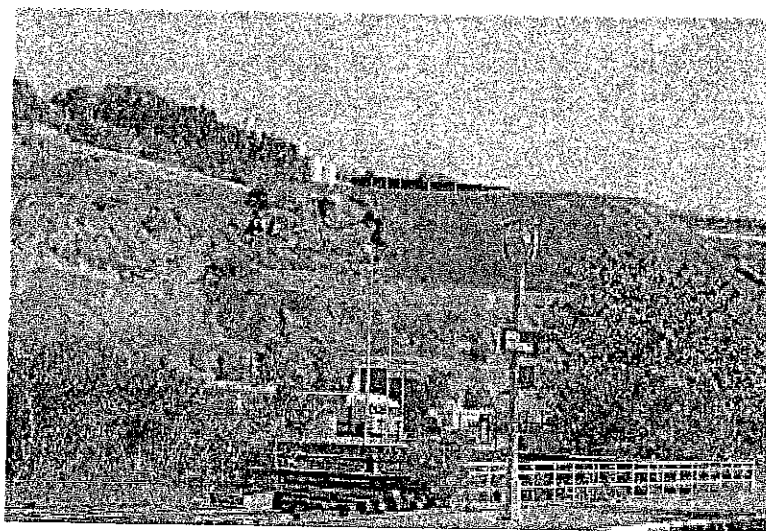
Annexe 15

15th July 2013 Viviez se débarrasse de ses pollutions dues au zinc



Viviez et son visage lunaire... Un paysage qui garde la trace de cent trente années de production industrielle de zinc. Umicore, le leader mondial dans ce domaine, a investi 35 millions d'euros pour dépolluer les terrains impactés par les rejets de cadmium. Il s'agit du plus important chantier privé en France à ce jour qui va se poursuivre jusqu'en 2015-2016.

Viviez, à peine 1 500 habitants, près de l'ancien bassin minier de Decazeville. Une cité aveyronnaise qui, pendant plusieurs décennies, a vécu au rythme de la production du zinc et de la société Vieille-Montagne. Aujourd'hui, passé sous la bannière du groupe belge Umicore, le leader mondial du pré-patiné de zinc (15 000 salariés à travers le monde pour un chiffre d'affaires évalué à près de 10 milliards d'euros), l'activité du site, qui emploie 211 salariés, pour une production annuelle de 50 000 tonnes, porte uniquement sur la refonte, le laminage, le traitement de surface et la mise en forme du métal. Une reconversion qui a permis de supprimer tout nouveau stockage de résidus sur place. Mais l'empreinte industrielle, elle, a laissé des stigmates. Les études faites conjointement en 2008 par l'antenne régionale de l'Institut national de veille sanitaire (InVS) et l'Agence régionale de santé (ARS) Midi-Pyrénées (ex-Ddass de l'Aveyron) à Viviez ont confirmé une pollution des végétaux, des puits et des cours d'eau, par les métaux lourds (plomb, cadmium, arsenic) à partir du site historique. En revanche, l'eau potable n'est pas contaminée car le captage est situé en amont des zones polluées.



Plus d'un million de m3 remodelés

Dès 2005, dans le cadre de sa stratégie de développement durable ou de greenwashing pour certains, Umicore a décidé par la voix de son président Thomas Leysen, d'entamer plusieurs chantiers de dépollution, sur l'ensemble de ses 80 sites dans le monde. « *Une démarche proactive, sans aucune obligation réglementaire qui s'inscrit dans une volonté d'excellence environnementale* » souligne d'emblée Gaëtan Pastorelli, directeur Sécurité et Environnement d'Umicore BP France, chargé également de faire visiter le chantier aux habitants du Bassins, écoliers, élus set autres industriels. L'opération, lancée sur l'antenne de Viviez, la plus importante en France, est estimée à 35 millions d'euros. L'essentiel est financé par le groupe et 5% par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne. Souhaitant mettre en oeuvre les meilleures pratiques à ce jour, le géant belge a choisi comme maître d'œuvre, Séché Eco Services, filiale du Groupe Séché Environnement, spécialiste de la gestion de travaux de dépollution, prétraitement... Quant aux travaux qui ont commencé en 2007, ils sont encadrés par arrêté préfectoral et placés sous le contrôle de l'antenne régionale de la DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement).

Ce projet consiste à débarrasser les anciens lieux de stockage de leurs résidus d'exploitation (environ 1 million de m3) chargés principalement en cadmium, puis de les rassembler, les stabiliser et les placer dans une alvéole d'une capacité de stockage de 1,3 millions de m3, d'une profondeur de 53 mètres et de la surface de onze terrains de football, dédiée, sécurisée et spécialement aménagée à cet effet. Afin de prévenir au maximum les émissions de poussières, l'ORAMIP (Observatoire Régional de l'Air en Midi Pyrénées) a installé une station météo et positionné des capteurs de contrôle d'air, au niveau des différentes zones d'excavation, en amont et en aval, par rapport aux vents dominants. Des rampes d'arrosage sont également disposées à ces endroits, ainsi que des stations de brumisation de façon à humidifier les résidus avant leur transport vers la zone de traitement. Quant au réseau de surveillance des eaux de surface, défini par le bureau d'étude Aquabio, agréé par la DREAL et l'Agence de l'Eau Adour Garonne et aménagés en bassins autour des zones d'extraction et celle de stockage, pour collecter toutes les eaux (en cas de défaut de qualité, les eaux seront orientées vers la station de traitement des eaux), ils sont surveillés continuellement.

Les cendres polluées, transportées dans un convoyeur d'1,6 kilomètre (choix technique privilégié par la volonté de limiter au maximum le trafic des poids lourds dans Viviez) depuis le site de l'Igüe du Mas, sont rendues inertes vers l'usine de traitement de Dunet, dotée de son propre laboratoire de contrôle, construite spécialement pour ce chantier. Là, l'objectif est de les rendre inerte d'un point de vue chimique et mécanique. Ils subissent une encapsulation (enrobage) à l'aide de chaux, de sulfure de sodium et d'un autre composé dont le nom n'est pas communiqué (l'entreprise Séché détient un brevet dessus). On obtient des résidus de goethite (sur laquelle du cadmium, du nickel et du zinc se sont absorbés) malaxés avec les produits pendant une minute avant d'être de nouveau renvoyé vers l'alvéole de stockage de Montplaisir. Une phase de pleine dépollution qui doit encore durer un peu plus d'un an.

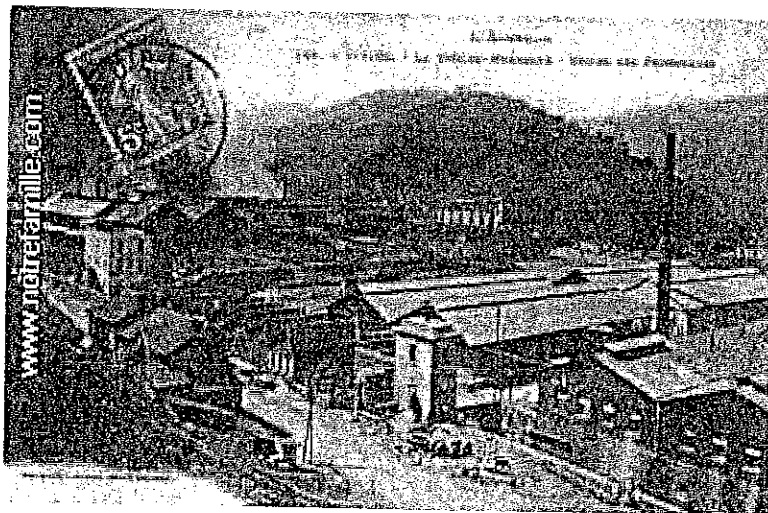
A la fin des opérations, programmée d'ici 2015-2016, la nature reprendra enfin ses droits. Une phase de réhabilitation paysagère recréera alors un cadre naturel favorable à la biodiversité.

Encadré : Le phasage des travaux

Ce chantier répond à trois phases. La première phase a concerné les travaux dits « préparatoires », consistant à construire : les installations de chantier, la zone stockage, l'usine de stabilisation des déchets avant stockage, les infrastructures de transports (pistes dédiées, convoyeur aérien, convoyeurs de remplissage de la zone de stockage).

La deuxième phase se concentre sur les travaux proprement de « dépollution ». Il s'agit de purger les actuelles zones de stockage des résidus, de les transporter, de les traiter dans l'usine de stabilisation afin de les rendre inertes avant de les transporter vers le site de Montplaisir et de remplir l'alvéole de stockage.

La troisième phase : les travaux de « remise en état » et de « réaménagement paysager ». Cette dernière étape verra la fermeture de l'alvéole de Montplaisir de manière à la rendre totalement étanche. S'ensuivra la remise en état des sites dépollués selon leur usage futur défini, le démantèlement de l'usine de traitement des résidus, des convoyeurs, et débarrasser le chantier des installations temporaires utiles aux travaux. Enfin, il sera temps de remodeler et « paysager » la zone de Dunet, et de couvrir et « paysager » aussi le stockage de Montplaisir.



Encadré historique : Viviez, la plus ancienne usine de zinc de France

En 1855, Viviez est choisi comme emplacement de la première usine de zinc en France. Une décision logique qui s'explique par trois facteurs essentiels : la proximité des bassins houillers de Decazeville et Aubin, riche en veines carbonifères exploitables, la présence de gisements zincifères de Villefranche-de-Rouergue et la construction de la ligne ferroviaire reliant Capdenac à Rodez, permettant d'acheminer les matières premières. Jusqu'en 1930, le charbon est utilisé comme source d'énergie pour extraire le zinc par voie thermique. Un procédé qui consiste à porter le minerai à 1 200°C dans des creusets horizontaux afin d'extraire le zinc par évaporation puis condensation. Deux à cinq tonnes de charbon sont alors nécessaires pour produire une tonne de zinc. Durant cette période, on observe deux types de pollution. La première, due à la combustion, est à l'origine de la production de plus d'un million de tonnes de résidus thermiques appelés scories. Des résidus qui, en partie, ont servi à la construction de routes et chemins divers. La seconde est la conséquence des rejets atmosphériques de plomb et de cadmium (impuretés du zinc). Ces émissions riches en métaux lourds et en arsenic (issu du charbon) ont contaminé l'ensemble de la zone.

Près de l'usine, un laminoir, sur la commune proche de Penchot, sur une chute du Lot, est utilisé pour laminier le zinc produit par l'usine. En 1871, l'ensemble est cédé à la société des Mines et Fonderies de Zinc de la Vieille-Montagne. Etablissement industriel majeur de la région, il joue un rôle important lors de la Première guerre mondiale, pour l'approvisionnement en zinc de haute qualité, nécessaire au laiton entrant dans la fabrication des munitions et dans la production d'acides sulfuriques et nitriques pour la production d'explosifs. L'activité emploie jusqu'à 2 000 personnes au début des années 1920. Viviez est la première usine d'Europe à s'équiper d'une électrolyse de zinc, qui se substitue progressivement au procédé thermique. Ce n'est qu'à partir de 1977, après près de deux décennies d'intense production industrielle, qu'on passe du stade d'un traitement thermique à un procédé dit « humide », où la totalité des résidus est traitée avant confinement dans des bassins. Dix ans plus tard, le site arrête la production de zinc brut, qui est transférée à Auby, près de Douai, dans le Nord et se reconvertisse dans l'activité de laminage de zinc et la production de zinc pré-patiné.

Problèmes posés par la définition de l'état de référence des sols en santé environnementale

En santé environnementale, la comparaison entre états des sols a pour but de déterminer l'évolution de la pollution d'un territoire donné ou la part de contamination attribuable à une source de pollution spécifique. Mais sa caractérisation, tant qualitative que quantitative, est difficile...

par Côme DANIAU*, Frédéric DOR*, Sébastien DENYS**, Adeline FLOCH-BARNEAUD** et William DAB***

Introduction

En s'appuyant sur une revue de littérature, cet article a pour objectif de clarifier les différents termes utilisés pour décrire les différents états de référence des sols et d'en comprendre le bon usage. Il rappellera dans un premier temps les origines naturelles et anthropiques de la contamination des sols.

La santé environnementale concerne l'évaluation, la correction, le contrôle et la prévention des risques sanitaires, pour les générations actuelles et futures, liés aux facteurs de l'environnement [1]. Dans ce cadre, l'évaluation de l'impact sanitaire des agents chimiques est souvent réalisée en comparant des états contrastés des teneurs de ces éléments dans l'environnement. Or, le milieu sol se caractérise par la possibilité d'une accumulation des polluants au cours du temps, ce qui rend difficile la distinction des sources de contamination. L'identification de la part de contamination attribuable à une ou plusieurs sources est pourtant indispensable tant pour l'évaluation des risques que pour leur gestion.

La distinction de la part anthropique des éléments présents dans les sols de celle présente naturellement est, par exemple, requise par les réglementations américaines et européennes pour la gestion des installations industrielles réglementées [2;3]. En France, en ce qui concerne les sols, les dispositions prévues prescrivent « le recours à la comparaison aux milieux naturels : une terre est considérée comme non polluée, dès lors que ses caractéristiques sont cohérentes avec le fond géochimique naturel local... Ainsi, un sol peut être considéré comme sans danger pour les populations lorsqu'il est conforme à son état naturel initial... L'évaluation de l'état du sol peut, par conséquent, se faire par rapport à des états de référence comme l'état naturel du sol en général, ou celui destiné à l'agriculture, par exemple ».

De même, pour la surveillance environnementale, la comparaison (quand elle est possible) entre différentes situations successives permet d'interpréter l'évolution de l'état de l'environnement, afin d'identifier l'impact éventuel d'une source de pollution.

Enfin, dans les études épidémiologiques, l'attribution à une population du statut d'exposition est souvent effectuée par la caractérisation d'une zone géographique concernée par une source de contamination. La distinction des sources de contamination est donc, là aussi, nécessaire, afin de distinguer le secteur contaminé par la source étudiée de ceux qui en sont indemnes.

S'il est donc important d'apprécier l'influence de la source sur l'environnement, nombreux sont les termes qui se cachent derrière l'expression « état des sols servant à la comparaison ». En santé environnementale, on parle principalement d'état de référence environnemental, de niveau de base (*baseline level*), d'état initial environnemental (*initial environmental state*), d'environnement témoin (*control area*). Dans d'autres domaines, on parle de teneur de fond (*background level or background value*) ou de bruit de fond, de fond géochimique (*geochemical background*), de fond naturel (*natural background*), de fond ambiant (*ambient background*), de fond préindustriel ou pré-anthropique (*pre-industrial or pre-anthropogenic background*). Les premiers termes ont une finalité de comparaison, tandis que les deuxièmes ont pour finalité de décrire la constitution d'un sol selon l'origine des éléments qui le composent. Il en résulte de fréquentes incompréhensions, lors de la conduite d'études ou de l'interprétation de leurs résultats.

Le présent article a pour objectif d'explicitier les différences et les convergences entre ces différents termes, afin de faciliter leur utilisation dans le domaine de la santé environnementale. Après avoir rappelé

les éléments clés de l'origine de la contamination des sols et proposé un inventaire descriptif des termes décrivant l'état d'un sol, utiles pour effectuer des comparaisons, l'article illustrera les avantages et les limites de l'application de cette terminologie au domaine de la santé environnementale.

Origines de la contamination des sols

Un sol est constitué à partir des sources naturelles et anthropiques, dont les processus respectifs peuvent interagir entre eux. La roche-mère, formée par morphogénèse, est à l'origine des sols. La pédogénèse est l'ensemble des processus naturels de formation des sols ; elle correspond à des phénomènes physiques, chimiques et biologiques de transformation, par dégradation des matériaux de la roche-mère. Ces processus peuvent entraîner la modification des teneurs des substances initialement présentes dans la roche-mère, par différenciation pédogénétique des horizons, c'est-à-dire des différentes couches du sol [4;5].

Les processus biogéochimiques naturels correspondent à l'influence locale des organismes vivants sur la roche [6;7]. C'est, par exemple, le cycle biogéochimique des plantes et des arbres qui y contribuent de manière notable. Les caractéristiques propres à chaque plante conduisent, au niveau des sols, à des rejets ou à des extractions de substances. Ainsi, même pour des sols présentant des roches-mères similaires, des différences marquées existent entre les horizons de surface, selon la nature de la végétation, comme on peut le

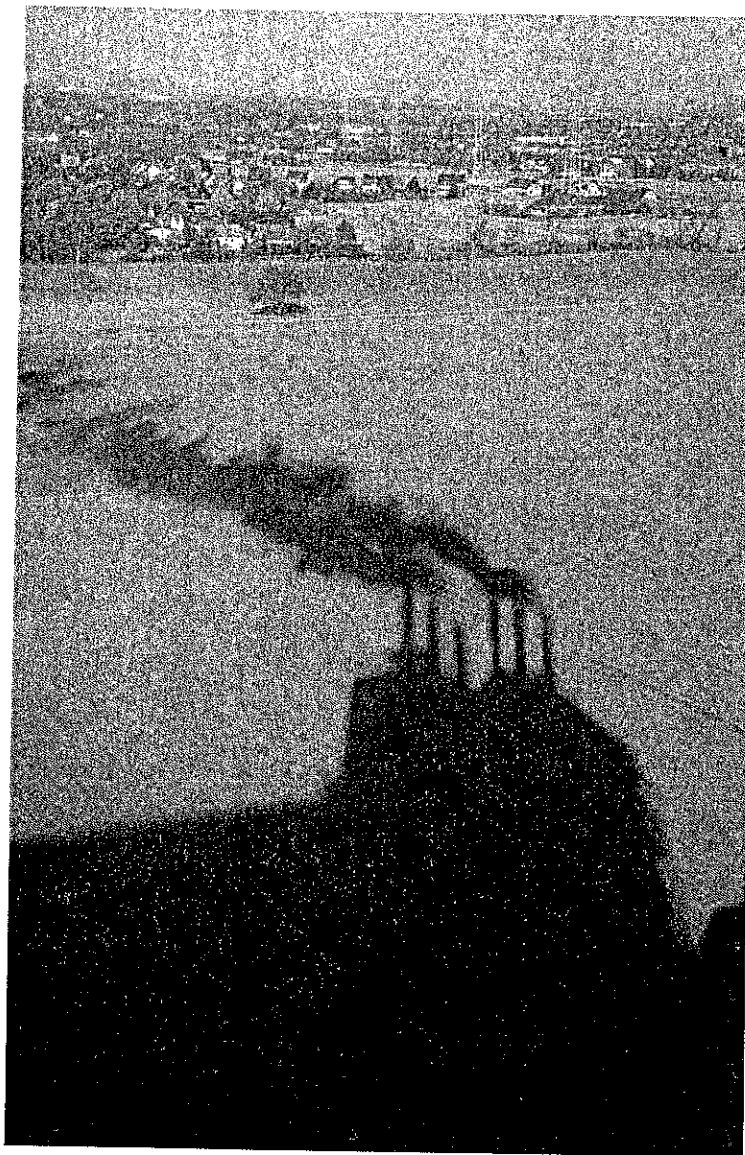
constater, par exemple, entre un sol forestier de feuillus et un sol de prairie [8].

D'autres processus naturels s'ajoutent, tels que l'influence du climat, les phénomènes de dépôts et de lessivage générés par des mécanismes d'érosions éolienne et hydraulique. Ils peuvent être à l'origine de modifications significatives de la teneur des sols en certains éléments. De même, des événements

exceptionnels, comme les processus volcaniques, les feux de forêt, les tempêtes en milieu désertique ont une influence notable sur cette teneur en éléments [9].

L'état des sols est aussi perturbé par des contaminations d'origine humaine. Parmi celles-ci, on distingue les sources anthropiques conduisant à une contamination spatialement localisée, sur un territoire restreint, de celles qui sont à l'origine de contaminations diffuses. Les premières sont qualifiées de ponctuelles. Il s'agit essentiellement des activités industrielles, dont les rejets d'effluents dans l'environnement sont réglementés, notamment par l'obligation de dépôt, pour instruction, d'un dossier réglementaire d'autorisation d'exploiter [10].

Les sources anthropiques à l'origine des contaminations diffuses sont dites « non localisables » ; elles sont également qualifiées de sources non ponctuelles (*non-point sources* = *NPS*). Elles sont de natures très diverses [11;12;13]. Ce sont, par exemple, les rejets des activités domestiques urbaines, les retombées atmosphériques sur de longues distances des sources émettrices, les épandages agricoles, la combustion résidentielle ou la pollution liée au trafic routier. Les substances



© Ralf Kreuels/LAIF-REA

« Les substances d'origine diffuse dans l'environnement sont dues notamment à la dispersion atmosphérique... ». Ombre d'une usine sur un champ (9 mai 2005).

d'origine diffuse dans l'environnement sont dues notamment à la dispersion atmosphérique, au ruissellement, aux crues des rivières, elles proviennent également des rejets des canaux d'irrigation et des dépôts humides.

Les substances rejetées sont ubiquitaires, l'impact, s'étendant sur de larges territoires, pouvant aller d'un niveau régional à une échelle intercontinentale. Par exemple, la taille très fine des particules – d'un diamètre inférieur au micromètre – associées aux substances polluantes permet leur transport par voie éolienne sur de longues distances, par le jeu des phénomènes d'advection [14]. C'est le cas des particules fines – d'un diamètre compris entre 0,44 et 0,95 µm – présentes naturellement dans l'air, qui, associées au plomb d'origine automobile, confèrent à ce composé une mobilité à l'échelle globale [15].

Différents états des sols

A partir des rappels précédents, l'état des sols peut être décrit de plusieurs manières, selon les sources d'éléments qui y sont présentes. Une recherche bibliographique nous a permis de rassembler les termes décrivant ces états des sols pouvant servir à l'établissement d'états de comparaison, suivant la présence, ou non, d'apports anthropiques. Ces termes définissent la composition physico-chimique d'un sol.

L'état des sols exempts d'apport anthropique

Le « fond pédo-géochimique » et le « fond naturel »

Initialement issu de la géochimie minérale exploratoire, le concept de « fond géochimique » est introduit en 1962 par Hawkes et Webb pour différencier la teneur en éléments habituellement mesurée de celle d'une anomalie géochimique indicatrice de la présence de minerais, et cela, notamment à des fins d'exploitation minière. Spécifique des sols, on utilise alors le terme « fond pédo-géochimique » (*pedogeochemical background*), qui correspond à « la teneur normale d'un élément dans la roche-mère du sol (objet de l'étude) » [16].

La concentration résultant de la nature géochimique des sols est également appelée, de manière plus suggestive, le « fond produit naturellement » (*naturally occurring background*) dans le sens où il représente « la concentration d'un élément chimique dans un sol résultant des évolutions des processus naturels, géologiques et pédologiques, en dehors de tout apport d'origine humaine » [17;18].

On utilise également communément l'expression « fond naturel » pour désigner les teneurs des substances dans les sols liées à l'ensemble des processus naturels endogènes et exogènes, mais non influencées par d'autres sources. La différence qui existe entre « fond géochimique » et « fond naturel » est surtout

conceptuelle, et la distinction entre les deux reste, d'ailleurs, difficilement réalisable dans la pratique.

Le « fond préindustriel » ou « pré-anthropique »

Dans des perspectives de recherche fondamentale en géochimie, l'intérêt porte souvent sur la détermination des niveaux de concentrations indemnes de toute influence humaine. Cela implique la possibilité de distinguer, dans les sols, entre les concentrations en éléments naturels (*natural element concentration*) et les concentrations en éléments anthropiques (*man-made element concentration*), et ce, quelles qu'en soient l'origine et l'ancienneté. Cette distinction permet de déterminer les facteurs de risques de contamination de l'environnement, afin d'évaluer le degré d'anthropisation d'un territoire ou d'une région, et de comprendre l'évolution des substances dans les sols.

On utilise les expressions « fond préindustriel » ou « niveaux d'éléments pré-anthropiques » (*pre-anthropogenic element levels*) pour insister sur l'absence de toute influence anthropique, même ancienne. Ces niveaux de concentrations sont censés représenter un état de contamination datant de la pré-industrialisation. Le « fond préindustriel » est alors représentatif d'un environnement à l'état vierge (*environmental pristine state*), à des époques anciennes, antérieures à 3 000 avant JC [19;20]. Le « fond préindustriel » ne retrace pas l'évolution des concentrations liées aux processus naturels des derniers siècles, qui peuvent être à l'origine d'un enrichissement ou, au contraire, d'un appauvrissement naturels des sols en éléments. Il correspond alors, au sens strict, au « fond pédo-géochimique » équivalant à la teneur en éléments de la roche-mère d'un sol.

L'état des sols perturbé par des contributions anthropiques : le « fond ambiant »

Parce que les sols conservent les traces de leur passé, l'état naturel propre à des sols qui n'auraient jamais subi de modification anthropique, tel que défini en géochimie, est considéré comme très rarement, voire jamais, identifiable aujourd'hui sur la surface de la Terre. Ainsi, la situation idéale de la mesure directe, dans les sols, d'un état naturel de l'environnement n'existe pas.

Les transports éoliens d'éléments chimiques sur de longues distances peuvent, depuis longtemps, avoir entraîné des dépôts dans tous les sols des pays industrialisés, et ce, même sur des territoires que l'on aurait pu considérer comme exempts de toute influence humaine, comme l'Antarctique [21]. C'est le cas de nombreux polluants semi volatiles persistants, largement distribués à l'échelle globale, tels que les dioxines, les PCBs et les chlordanes, mais également de métaux comme le mercure ou le plomb [22].

Compte tenu de tous ces apports, c'est donc, le plus souvent, l'état perturbé de l'environnement qui est caractérisé et non le « fond naturel » proprement dit.

L'expression « fond ambiant » est alors utilisée pour décrire cet état anthropisé de l'environnement [23;24]. La mesure des concentrations dans les milieux étudiés permet ainsi d'estimer la concentration de « fond ambiant » (*ambient background concentration = ABC*) également appelée « concentration de fond habituel » (*usual background concentration*), représentative des concentrations couramment relevées dans les sols [25].

La concentration de « fond ambiant » se compose d'une fraction naturelle et d'une fraction anthropique [26]. La fraction naturelle est composée des apports endogènes, liés aux multiples processus naturels associés au sol et à toutes les sources naturelles exogènes, notamment les apports éoliens. La fraction anthropique de la concentration de « fond ambiant » constitue, quant à elle, le « fond anthropique » (*anthropogenic background*) lié uniquement aux apports diffus de substances rejetées dans l'environnement du fait d'activités humaines, dissociées de toutes sources de pollution localisées.

La mesure du « fond ambiant » correspond à la situation la plus courante, lors de l'élaboration d'un référentiel des teneurs dans les sols. Les mesures réalisées à la surface des sols, même à distance de toute source anthropique, caractérisent, le plus souvent, des situations de l'état naturel des sols faiblement anthropisés. Ces niveaux de « fond ambiant » sont considérés comme des niveaux de fond normaux (*normal background levels*), dans le sens où ils font référence à « une pollution mineure uniquement associée aux activités quotidiennes de la vie moderne urbaine et rurale » [27].

Terminologie utilisée dans le domaine de la santé environnementale

Pour désigner un état de référence, les textes qui régissent la santé environnementale (tels ceux relatifs aux études d'impact ou à la gestion des sols pollués) utilisent également les expressions « état initial de l'environnement » et « état d'un environnement témoin ». Ces expressions visent à énoncer la méthode employée pour décrire ces états de référence, plutôt que les sources de contamination qui les constituent.

La notion d'« état initial » renvoie à une comparaison temporelle « avant/après » par analogie avec le contexte des études épidémiologiques. Cet état permet d'analyser l'évolution de l'état de l'environnement – avant et après – la survenue du phénomène étudié. Cette expression est celle utilisée couramment dans le cadre réglementaire relatif à la prévention des pollutions et des risques autour des installations industrielles réglementées. L'établissement d'un « état initial » est requis par la réglementation, avant la mise en service de toute installation industrielle soumise à l'obligation de dépôt d'une demande d'autorisation

d'exploiter (décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976) [28].

Cet « état initial » est parfois appelé « état zéro » ou « point zéro », pour insister sur le préalable indispensable de la caractérisation de l'état de référence, afin de pouvoir étudier l'influence d'un événement. Ces termes sont notamment utilisés couramment pour la surveillance de l'impact d'événements accidentels.

La notion d'« environnement témoin » renvoie à une comparaison spatiale « ici/ailleurs ». Il s'agit de l'état d'un environnement comparable, mais non impacté par le phénomène étudié. Cet environnement témoin est également appelée « zone de référence » (*background reference area*). Il correspond à l'étendue géographique sur laquelle les échantillons sont collectés pour établir l'état de référence et effectuer la comparaison avec les teneurs relevées sur le site impacté par le phénomène étudié. Cet environnement témoin ou zone de référence doit présenter les mêmes caractéristiques physiques, chimiques, géologiques et biologiques que celles de la zone étudiée, sans, toutefois, être affecté par le phénomène étudié [12;29].

D'autres termes, plus génériques, sont également employés. La norme française concernant les sols utilise les expressions « teneur de fond » ou « valeurs de bruit de fond » pour décrire la « teneur d'une substance présente dans un sol du fait de processus géologiques et pédologiques naturels, comprenant également des apports dus à des sources anthropiques diffuses » [30]. Cependant, ces termes, trop génériques, sont souvent utilisés, dans la pratique, avec des acceptions différentes. On utilisera donc, de manière préférentielle, l'expression « teneur de fond ambiant » (*ambient background value*) plutôt que celles de « valeurs de bruit de fond » ou simplement de « teneur de fond ».

De la même manière, l'expression « niveau de base » ou « valeur de base » (*baseline level, baseline value*) a parfois été employée pour désigner un état de référence ou pour désigner une valeur-seuil du fond géochimique [31]. Ce terme a été remis en question, car il laisserait à penser – abusivement – que le niveau de concentration de fond est constant, alors que ce qui est mesuré dans l'environnement est une gamme de valeurs reflétant l'hétérogénéité des concentrations dans l'environnement [32].

Illustration par quelques situations particulières

Le constat est donc qu'il n'existe pas de référence environnementale absolue. On est confronté à une multitude d'états de référence, correspondant chacun à un état des sols différent, selon la situation analysée et la finalité de la comparaison réalisée.

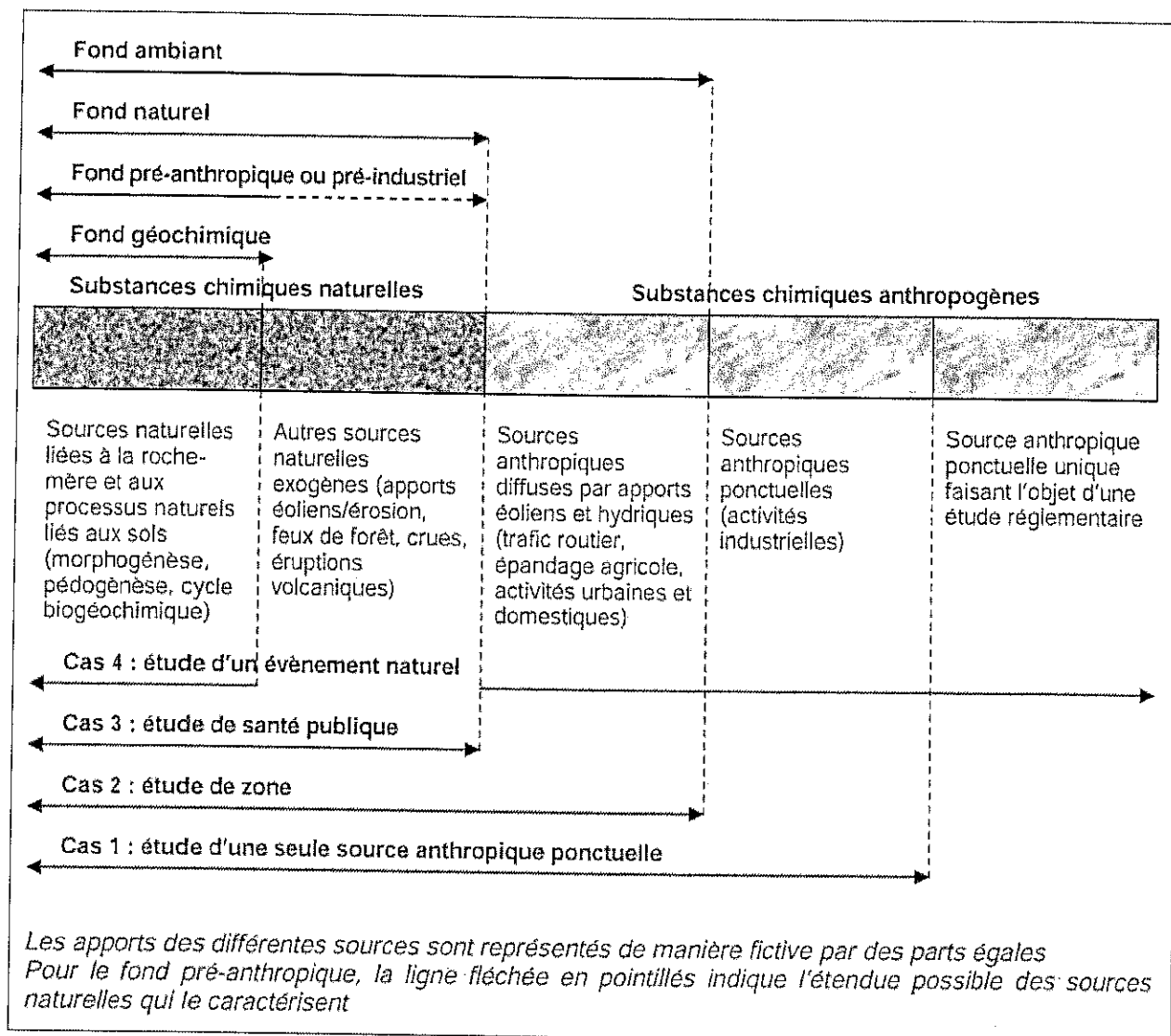


Figure 1 : Différentes qualifications de l'état de l'environnement et des états de référence, selon le cadre de l'étude.

Pour illustrer cette nécessité de procéder par comparaison, on raisonnera sur les principales situations rencontrées en santé environnementale :

1. l'impact d'une seule source anthropique ponctuelle ;
2. l'impact d'un ensemble de sources anthropiques ponctuelles ;
3. l'impact de l'ensemble des sources anthropiques ponctuelles et diffuses ;
4. et, enfin, l'impact d'un événement naturel.

La figure 1 illustre ces quatre cas, qui recouvrent une grande partie du champ des possibilités.

Les deux premiers cas, fréquemment rencontrés, du fait de la réglementation, concernent l'analyse des conséquences sanitaires de sources anthropiques polluantes à une échelle locale.

Dans le premier cas, l'estimation de la part de l'impact sur la santé des rejets d'une seule installation est requise pour permettre une gestion appropriée de cette installation. L'étude de l'impact d'un événement

accidentel lié à une source industrielle suit également le même raisonnement. La comparaison entre l'état de la contamination associée à cette source ponctuelle et l'état de l'environnement préexistant à cette contamination est alors indispensable. On peut distinguer :

- ✓ un contexte de régions historiquement polluées et donc fortement industrialisées : l'étude d'une seule source ponctuelle, parmi l'ensemble des activités anthropiques industrielles, nécessite la caractérisation d'un état de référence correspondant à un état des sols comprenant des contaminations anthropiques diffuses, auxquelles se surajoutent des contaminations dues à des sources anthropiques ponctuelles, à l'exclusion de celle faisant l'objet de l'étude. L'état de référence correspond alors à un « fond ambiant » fortement anthropisé ;
- ✓ un contexte de zones exemptes d'antécédents d'industrialisation : l'état de l'environnement, qui sert ici de référence, est un état initial correspondant au

« fond ambiant ». Cette situation (non représentée dans la figure 1) associe un contexte environnemental naturel à une contamination issue de sources anthropiques diffuses, mais ne comportant pas d'autres sources anthropiques ponctuelles que celle étudiée. Des programmes de mesures à grande échelle ont permis de renseigner les teneurs de « fond ambiant » dans les sols [33;34]. Ces programmes sont conduits afin d'alimenter des bases de données, qui permettent de produire des cartes de l'état des sols et des référentiels d'éléments présents dans les sols (*reference soil systems = RSS*). Ces référentiels sont construits en utilisant des échelles géographiques pertinentes au regard des caractéristiques des unités pédologiques étudiées [35;36;37].

Le deuxième cas correspond à une approche élargie par rapport au premier cas évoqué, dans la mesure où on souhaite analyser les conséquences d'un ensemble de sources ponctuelles de contamination, présentes dans un périmètre géographique déterminé. L'état de référence (par rapport à l'impact global de l'ensemble des sources ponctuelles de contamination) permet de caractériser strictement un « fond ambiant », attestant à la fois de la présence de substances naturelles et de contaminations anthropiques diffuses, mais ne prenant en compte aucune des sources anthropiques ponctuelles localisées. Ce second cas est qualifié aujourd'hui d'« étude de zone », dénomination qui n'a pas encore fait l'objet d'un encadrement réglementaire. Dans de telles situations, les valeurs de « fond ambiant » issues des référentiels d'éléments présents dans les sols, habituellement adéquates pour d'autres régions, ne peuvent pas servir de valeurs de référence (*reference values*) [38]. Un état de référence spécifique doit donc être déterminé.

Le troisième cas s'inscrit dans une approche de santé publique. L'impact sanitaire est estimé à partir de l'exposition totale de la population, toutes sources de contamination confondues. L'objectif est, ensuite, d'apprécier la part contributive de chacune des sources de contamination, et notamment celle provenant des sources anthropiques diffuses et ponctuelles et celle provenant des sources naturelles. Les efforts de gestion seront adaptés en fonction de la contribution de ces différentes sources à l'impact environnemental global. Les contextes géologiques présentant des anomalies géochimiques – c'est-à-dire des lieux où les concentrations en certains métaux sont particulièrement élevées, comme dans les zones minières – méritent une attention particulière, car le « fond naturel » est susceptible de contribuer majoritairement à l'exposition totale et donc au risque global auquel les populations sont confrontées [39]. L'état de référence devra alors être repéré dans des zones géologiques de même nature. Dans tous les cas, l'état de référence à

prendre en considération correspond aux teneurs de fond naturel.

Enfin, le quatrième cas décrit la situation spécifique de l'étude d'un événement naturel, comme l'impact de crues torrentielles ou de feux de forêt sur l'état de l'environnement. A l'exception des apports en éléments liés à l'événement naturel étudié, l'état de l'environnement, qui sert d'état de comparaison, comprend à la fois les teneurs des éléments présents naturellement et les contaminations anthropiques diffuses et ponctuelles existantes sur la zone étudiée. Aujourd'hui, il n'existe pas de terme pour désigner cet état de référence ; on propose pour le désigner le terme « état pré-événementiel ». Dans le cas particulier d'une absence d'anthropisation marquée de l'environnement, les apports de l'événement naturel viendront se surajouter aux seules contributions des processus de dégradation de la roche-mère du sol. L'état de référence servant à la comparaison correspondra alors au « fond pédo-géochimique » de la zone.

Dans tous les cas, bien cerner l'état de référence approprié requiert, pour chaque situation, d'exprimer avec la plus grande clarté possible l'origine – naturelle ou anthropique – des éléments constitutifs de l'environnement, que l'on souhaite retenir comme état de référence. Cela favorise également une formulation plus précise de l'objectif attendu de l'étude et, donc, de la comparaison avec l'état de référence, ainsi qu'un choix méthodologique plus explicite et argumenté dans la caractérisation de cet état de référence environnemental.

Ce dernier point est majeur. Les difficultés méthodologiques concernent d'abord la stratégie d'échantillonnage retenue, pour connaître la distribution spatiale de la contamination des sols. Il n'est pas rare de mettre en évidence, dans le sol étudié, des différences pouvant aller jusqu'à trois ordres de grandeurs, entre les différentes valeurs de concentrations liées aux seules propriétés naturelles du milieu [40;41]. Si les apports anthropiques n'arrivent pas, le plus souvent, à masquer l'hétérogénéité spatiale des teneurs en éléments liée aux processus géochimiques naturels (*natural geochemical processes*), ils n'en n'altèrent pas moins le « fond naturel » [42].

Ensuite, la capacité à identifier une signature spécifique des sources d'une contamination est limitée. S'il a été possible de distinguer les apports des différentes sources de plomb, en revanche, pour nombre de substances (comme les composés organiques), l'accès à cette connaissance est encore difficile. Parmi les origines exogènes des émissions de plomb dans l'atmosphère, l'origine anthropique représente de 10 à 80 % de la quantité totale émise selon les études, alors que la part de l'origine naturelle est généralement inférieure à 5 % [43;44]. De ce fait, même si la part du plomb provenant de la combustion des essences plombées dans la pollution des sols de surface français tend à

diminuer, elle peut néanmoins encore atteindre 68 %, voire 83 % de la teneur en plomb totale des sols étudiés, selon leur type [45].

Conclusion

L'évolution des concepts et des pratiques, ainsi que la pluridisciplinarité des domaines d'utilisation, ont conduit à multiplier les termes désignant les différents états de l'environnement utilisés pour établir des comparaisons. Les premiers se réfèrent à des significations précises de la composition d'un sol en éléments. Ils expriment, par là, la connaissance que l'on a des sources et des processus de contamination, qui sont caractérisés lors de la mesure des teneurs dans les sols. Il s'agit principalement des termes « fond géochimique », « fond naturel » et « fond ambiant ». Les deuxièmes traduisent plutôt la finalité attendue de l'étude : répondre à une question donnée, dans une situation donnée. On parle alors d'état de « référence environnementale », d'« état initial environnemental » et d'« état d'environnement témoin ».

Cet article entendait démontrer la nécessité d'une clarification de ces nombreux termes, d'ailleurs très souvent utilisés les uns à la place des autres. Si certains semblent trop génériques pour pouvoir être employés sans risque de confusion, la plupart d'entre eux se complètent ; mais d'autres manquent encore.

Cette clarification, dont la nécessité est illustrée par les quatre cas décrits précédemment, exige un renforcement de l'interdisciplinarité entre les sciences du sol et les sciences de la santé, et ce, dès l'analyse de la situation. En corollaire, ce rapprochement est de nature à faciliter, pour l'ensemble des acteurs, la formulation des objectifs scientifiques d'une étude, les choix méthodologiques lors de la construction du protocole correspondant et, enfin, l'interprétation des résultats, permettant une gestion éclairée de la situation.

Notes

* Institut de veille sanitaire (InVS) – Département Santé Environnement.

** Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) – Direction des Risques Chroniques.

*** Conservatoire national des arts et métiers – Chaire Hygiène et Sécurité.

Bibliographie

[1] WHO. Environmental Health Criteria 144. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 1993.

[2] CERCLA. Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act (CERCLA). 1986. Report No. : Section 104 (a)(3)(A).

[3] MEEDDAT. Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués. Annexe 2. 7 A.D. Feb 8.

[4] Palumbo B, Angelone M, Bellanca A, Dazzi C, Hauser S, Neri R, et al. Influence of inheritance and pedogenesis on heavy metal distribution in soils of Sicily, Italy. *Geoderma* 2000;95:247-66.

[5] Rawlins BG, Webster R, Lister TR. The influence of parent material on topsoil geochemistry in eastern England. *Earth Surfaces Processes and Landforms* 2003;28:1389-409.

[6] Zhao FJ, McGrath SP, Merrington G. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soils for risk assessment. *Environ Pollut* 2007 Jul;148(1):221-9.

[7] Hassanin A, Breivik K, Meijer SN, Steinnes E, Thomas GO, Jones KC. PBDEs in European background soils : levels and factors controlling their distribution. *Environ Sci Technol* 2004 Feb 1;38(3):738-45.

[8] Hassanin A, Breivik K, Meijer SN, Steinnes E, Thomas GO, Jones KC. PBDEs in European background soils: levels and factors controlling their distribution. *Environ Sci Technol* 2004 Feb 1;38(3):738-45.

[9] Reimann C, Garrett RG. Geochemical background – concept and reality. *Sci Total Environ* 2005 Nov 1;350(1-3):12-27.

[10] USEPA. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I : Human Health Evaluation Manual (Part A), Chapter 4.4 : Data Collection, Definition Background Sampling Needs. Washington DC: Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, 1989. Report No.: EPA/540/1-89/002.

[11] USEPA. Guidance for comparing background and chemical concentrations in soil for CERCLA sites. Washington DC : Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, 2002 Sep. Report No.: EPA 540-R-01-003, OSWER9285.7-41.

[12] NAVFAC. Guidance for environmental background analysis; Volume I : Soil NFESC User's Guide. Washington DC: Naval Facilities Engineering Command, 2002. Report No. : Technical Report UG-2049-ENV.

[13] Cestti R, Srivastava J, Jung S. Agriculture Non-Point Source Pollution Control: Good Management Practices – The Chesapeake Bay Experience. Washington, DC : World Bank, 2003. Report No.: World Bank Working Paper number 7.

[14] Nriagu JO, Pacyna JM. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 1988 May 12;333(6169):134-9.

[15] Flament P, Bertho ML, Deboudt K, Veron A, Puskaric E. European isotopic signatures for lead in atmospheric aerosols : a source apportionment based upon 206Pb/207Pb ratios. *Sci Total Environ* 2002 Sep 16;296(1-3):35-57.

[16] Hawkes HE, Webb JS. *Geochemistry in Mineral Exploration*. New York: Harper, 1962.

[17] Paustenbach DJ. The practice of exposure assessment : a state-of-the-art review. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2000 Jul;3(3):179-291.

[18] Baize D. « Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France) ». Référence et stratégies d'interprétation. Editions, Paris: Institut de recherche agronomique (Inra), 1997.

[19] Cobelo-García A, Prego R. Heavy metal sedimentary record in a Galicia Ria (NW Spain): background values and recent contamination. *Mar Pollut Bull* 2003;46(10):1253-62.

[20] Camarero L, Masqué P, Devos W, Aní-Ragolta I, Catalan J, Moor HC, et al. Historical variations in lead fluxes in the

- Pyrénées (northeast Spain) from dated lake sediment core. *Water, Air and Soil Pollution* 1998;105:439-49.
- [21] de Vries W, Vel E, Reinds DJ, Deelstra H, Klap JM, Leeters EEJM, *et al.* Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe, 1. Objectives, set-up and evaluation strategy. *Forest Ecol Manag* 2002;5890:1-19.
- [22] Paustenbach DJ. The practice of exposure assessment : a state-of-the-art review. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2000 Jul;3(3):179-291.
- [23] Zhao F, McGrath SP, Merrington G. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soils for risk assessment. *Environ Pollut* 2007 Jul;148(1):221-9.
- [24] Chen M, Ma JQ, Hoogeweg CG, Harris WS. Arsenic background concentrations in Florida, U.S.A. surface soils : determination and interpretation. *Environ Forensics* 2001;2:117-26.
- [25] Petterson J, Lovell GA, Cussins T. Background concentrations of selected trace elements in Canterbury soils. Tonkin and Taylor Ltd, 2006. Report No. : Environment Canterbury.
- [26] Reimann C, de CP. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment : regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Sci Total Environ* 2005 Jan 20;337(1-3):91-107.
- [27] Paustenbach DJ. The practice of exposure assessment: a state-of-the-art review. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2000 Jul;3(3):179-291.
- [28] MEEDDAT. Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués. Annexe 2. 7 A.D. Feb 8.
- [29] USEPA. Guidance for comparing background and chemical concentrations in soil for CERCLA sites. Washington DC : Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, 2002 Sep. Report No. : EPA 540-R-01-003, OSWER9285.7-41.
- [30] ISO. Soil quality : Guidance on the determination of background values (Qualité du sol : Guides pour la détermination des valeurs de bruit de fond). 2006. Report No. : International Organisation for Standardisation ISO 19258.
- [31] Martínez-Sánchez MJ, Pérez-Survent S, García-Lorenzo ML, Mantilla W, Solano A, Agudo I, *et al.* Background and baseline values for selenium in soils from Murcia Region (SE, Spain) and their relationship with mineralogical composition. *Geophysical Research Abstracts* 2008;10(EGU2008-A-05001):-2p.
- [32] Reimann C, Garrett RG. Geochemical background – concept and reality. *Sci Total Environ* 2005 Nov 1;350(1-3):12-27.
- [33] King D, Stengel P, Jamagne M, Le Bas C, Arrouays D. Soil Mapping and Soil Monitoring: State of Progress and Use in France. *Soil Resources of Europe*. RJA Jones, Housková, Bullock P, Montanarella L (eds) ed. 2005. p. 139-46.
- [34] Darmendrail D, Baize D, Barbier J, Freyssinet P, Mouvet C, Salpéteur I, *et al.* « Fond géochimique naturel : état des connaissances à l'échelle nationale ». 2000. Report No.: BRGM/RP-50158-FR.
- [35] Colinet G, Laroche J, Etienne M, Lacroix D, Bock L. « Intérêt d'une stratification pédologique pour la constitution de référentiels régionaux sur les teneurs en éléments traces métalliques dans les sols de Wallonie ». *Biotechnol Agron Soc Environ* 2004;8(2):83-94.
- [36] Baize D, Sterckeman T. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Sci Total Environ* 2001 Jan 8;264(1-2):127-39.
- [37] Mathieu A, Baize D, Raoul C, Daniau C. « Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires ». *Environnement, Risques & Santé* 2008;7(2):112-22.
- [38] Paustenbach DJ. The practice of exposure assessment: a state-of-the-art review. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2000 Jul;3(3):179-291.
- [39] Smith AH, Sciortino S, Goeden H, Wright CC. Consideration of background exposures in the management of hazardous waste sites: a new approach to risk assessment. *Risk Anal* 1996 Oct;16(5):619-25.
- [40] Hamon RE, McLaughlin MJ, Gilkes RJ, Rate AW, Zarcinas B, Robertson A, *et al.* Geochemical indices allow estimation of heavy metal background concentrations in soils. *Global Biochemical Cycles* 2004;18:GB1014.
- [41] Alloway BJ. *Heavy Metals in Soils*. Glasgow: Blackie and Son, 1990.
- [42] Reimann C, de CP. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment : regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Sci Total Environ* 2005 Jan 20;337(1-3):91-107.
- [43] Ferrand JL, Hamelin B, Monaco A. Isotopic tracing of anthropogenic Pb inventories and sedimentary fluxes in Gulf of Lions (NW Mediterranean sea). *Continental Shelf Research* 1999;19:23-47.
- [44] Flament P, Bertho ML, Deboudt K, Veron A, Puskaric E. European isotopic signatures for lead in atmospheric aerosols : a source apportionment based upon 206Pb/207Pb ratios. *Sci Total Environ* 2002 Sep 16;296(1-3):35-57.
- [45] Hernandez L, Probst A, Probst JL, Ulrich E. Heavy metal distribution in some French forest soils : evidence for atmospheric contamination. *Sci Total Environ* 2003 Aug 1;312(1-3):195-219.