

L'offre du GIS Sol en appui aux questions de santé : les données disponibles et leur utilisation pour les politiques publiques et la recherche

C. Froger⁽¹⁾, A. Pelfrène⁽²⁾, J.-L. Volatier⁽³⁾, H. Roussel⁽⁴⁾, F. Marot⁽⁴⁾, J.-F. Brunet⁽⁵⁾, N.P.A. Saby^(1*), et A. Bispo^(1*)

1) INRAE, Info&Sols, 45075 Orléans, France

2) Univ. Lille, IMT Nord Europe, Univ. Artois, Junia, ULR 4515 - LGCgE, Laboratoire de génie Civil et géo-Environnement, 59014 Lille, France

3) ANSES, Département de l'Évaluation des Risques, 94701 Maisons-Alfort, France

4) ADEME, Service Friches Urbaines et Sites Pollués, 49004 Angers, France

5) BRGM, 3 avenue Claude-Guillemin, 45060 Orléans, France

* Auteur correspondant : antonio.bispo@inrae.fr ; nicolas.saby@inrae.fr

RÉSUMÉ

Les sols peuvent impacter notre santé car ils présentent des éléments ou des molécules qui, par absorption directe ou indirecte, peuvent entraîner des effets néfastes. Le groupement d'intérêt scientifique Sol (GIS Sol) pilote des programmes d'acquisition de données sur les sols, notamment sur les contaminants, et est responsable de leur gestion, leur traitement et leur diffusion. Les données du GIS Sol ont été, depuis sa création, mobilisées pour appuyer les politiques publiques nationales et les travaux de recherche traitant du lien entre santé et pollution des sols. Cet article a pour objectif de présenter les bases de données du GIS Sol disponibles répertoriant différents contaminants dans les sols et de détailler plusieurs utilisations de ces données dans le cadre de travaux sur la santé humaine ou en appui de politiques nationales sanitaires. Parmi les différentes applications, les données ont notamment été utilisées afin de produire des indicateurs statistiques nationaux pour la gestion des sites et sols pollués ou encore pour aider à définir des seuils réglementaires de production d'engrais en lien avec l'exposition au cadmium de la population. Plusieurs projets de recherche utilisant ces données sols sont également présentés, traitant notamment de la bioaccessibilité de l'arsenic, de l'évaluation des risques sanitaires liés à la présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques ou encore l'évaluation des inégalités environnementales. En complément des

Comment citer cet article :

Froger C., Pelfrène A., Volatier J.-L., Roussel H., Marot F., Brunet J.-F., Saby N.P.A., et Bispo A., 2023 - L'offre du GIS Sol en appui aux questions de santé : les données disponibles et leur utilisation pour les politiques publiques et la recherche - *Étude et Gestion des Sols*, 30, 235-252

Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-30/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

travaux existants, la capitalisation et l'acquisition de nouvelles données sur d'autres polluants (e.g. microplastiques, PFAS, pesticides, médicaments) sont capitales pour intégrer pleinement l'état des sols dans une vision holistique de la santé (concept « One Health »).

Mots-clés

Sol, élément trace, contaminant organique, GIS Sol, France, santé humaine, pollution, valeur de référence.

SUMMARY

THE USE OF GISSOL DATA FOR HEALTH POLICIES

Soil pollution by inorganic and/or organic contaminants can impact human health through direct adsorption or indirect pathways and needs to be considered in public health policies. The Scientific Group of Interest in soil (i.e. GIS Sol in French) is in charge of soil survey and monitoring programs at national scale to collect and manage soil data, including data on contaminants. Soil quality databases has been used in public health policies and research programs on the links between soil pollution and human health. This article purpose is to expose the GIS Sol databases available on soil pollution and to present some of the applications using those datasets for public policies and research programs. Soil data were processed to produce a set of national indicators for polluted site management and also to define threshold values for fertilizers production based on population exposure to cadmium. Soil data were also used in various research projects dealing with arsenic bioaccessibility, the risk induced by polycyclic aromatic hydrocarbon in soil for local populations or environmental inequalities due to the territorial differences in population exposure to contaminants. In addition, collecting new data on other pollutants (e.g. microplastics, PFAS, pesticides, drugs) is essential to fully integrate soil into a holistic vision of health ("One Health" concept).

Key-words

Soil, trace element, organic contaminant, GIS Sol, France, human health, pollution, reporting.

RESUMEN

LA OFERTA DEL GIS SOL EN APOYO DE LAS CUESTIONES DE SALUD:

Los datos disponibles y su utilización para las políticas públicas y la investigación

Los suelos pueden afectar a nuestra salud, ya que presentan elementos o moléculas que, por absorción directa o indirecta, pueden provocar efectos nocivos. El Grupo de Interés Científico Suelo (GIS Sol) dirige programas de adquisición de datos sobre los suelos, especialmente sobre los contaminantes, y es responsable de su gestión, tratamiento y difusión. Desde su creación, se movilizaron los datos del GIS Sol para apoyar las políticas públicas nacionales y las investigaciones sobre la relación entre salud y contaminación de los suelos. El objetivo de este artículo es presentar las bases de datos del GIS Sol disponibles que identifican diferentes contaminantes en los suelos y detallar varios usos de estos datos en el marco de trabajos sobre la salud humana o en apoyo de políticas nacionales sanitarias. Entre las diferentes aplicaciones, se utilizaron los datos, en particular, para producir indicadores estadísticos nacionales para la gestión de los sitios y suelos contaminados o para ayudar a definir umbrales reglamentarios de producción de fertilizantes en relación con la exposición de la población al cadmio. También se presentan varios proyectos de investigación que utilizan estos datos de suelos, en particular sobre la bioaccesibilidad del arsénico, la evaluación de los riesgos sanitarios relacionados con la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos o la evaluación de las desigualdades medioambientales. Como complemento de los trabajos existentes, la capitalización y la adquisición de nuevos datos sobre otros contaminantes (e.g. microplásticos, PFAS, plaguicidas, medicamentos) es capital para integrar plenamente el estado de los suelos en una visión holística de la salud (concepto «One Health»).

Palabras clave

Suelos, elementos traza, contaminantes orgánicos, GIS Sol, Francia, salud humana, contaminación, valores de referencia.

1. INTRODUCTION

Le sol est défini par les pédologues et les géologues comme la couche supérieure de la croûte terrestre, transformée par des processus climatiques, physico-chimiques et biologiques, et composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes vivants, organisée en horizons génériques. On distingue ainsi le sol de surface et le cas échéant le sol profond sous-jacent.

Le sol est rarement associé à la notion de santé, bien qu'il exerce une influence certaine, directement ou indirectement, sur notre santé et notre bien-être. Ainsi, l'adage populaire « nous sommes ce que nous mangeons » traduit ce lien au sol et plusieurs synthèses rappellent d'ailleurs que l'idée que la santé humaine est liée au sol n'est pas nouvelle (Brevik et Sauer, 2015). Les sols sont nécessaires à notre survie sur Terre car (1) ils influencent la disponibilité et la qualité de la nourriture (sécurité alimentaire), (2) nous fournissent des matériaux (ex : bois, fibres, argile) pour nos vêtements, nos constructions ou encore notre chauffage, (3) filtrent les eaux, garantissant leur potabilité...

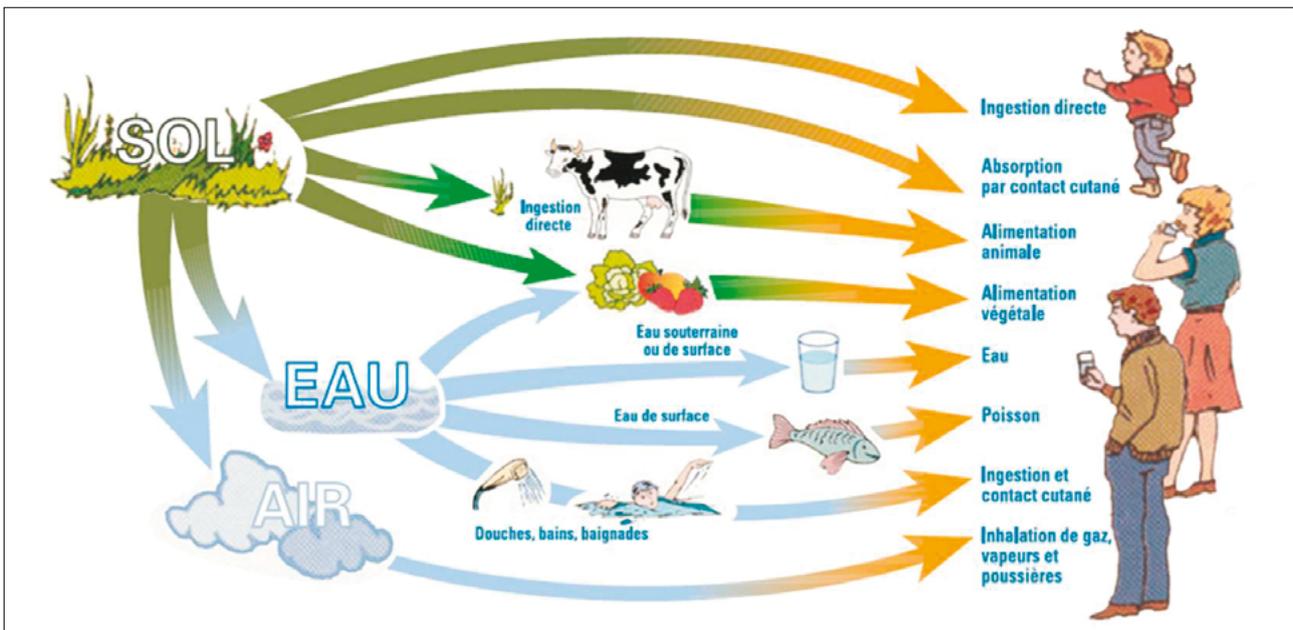
Cependant, les sols peuvent également impacter notre santé car ils sont susceptibles de contenir des éléments (ex : métaux, métalloïdes) et des molécules (ex : hydrocarbures, pesticides) pouvant présenter un risque pour la santé humaine. Différentes voies sont impliquées dans le transfert des contaminants présents dans les sols (Figure 1) : les voies d'exposition « directes » notamment l'ingestion de sol, le contact cutané et l'inhalation de poussières ; et les voies d'exposition « indirectes » via l'alimentation principalement (végétale, ani-

male, eau de boisson). Pour les jeunes enfants (nourrissons et enfants en bas âge), l'ingestion de sol est la voie d'exposition majoritaire dans le cas des polluants non volatils, du fait du comportement mains-bouche. Les bases de données sur les facteurs d'exposition prennent généralement en compte cette exposition directe (Phillips et Moya, 2014). Une étude récente de validation par biomarqueurs métalliques dans les fèces d'enfants en bas âge estime la quantité moyenne de sol ingérée à 35 mg/jour soit autant que les poussières (Yoon *et al.*, 2020). Parfois, les quantités ingérées sont estimées à des niveaux plus élevés de 100 à 150 mg/j (Dor *et al.*, 2009), intégrant à la fois le sol et les poussières, indépendamment de comportements de type géophagie ou syndrome pica. L'exposition humaine aux substances chimiques présentes dans les sols provient cependant et plus généralement du transfert de ces substances vers les plantes et les animaux, eux-mêmes consommés par l'homme. L'aptitude des contaminants à passer du compartiment sol à un être vivant est appelée biodisponibilité (Gevao *et al.*, 2000 ; Girard *et al.*, 2011). Leur transfert vers les matrices biologiques (animales, végétales) est dépendant des propriétés intrinsèques des substances mais aussi des caractéristiques du sol telles que la teneur en argile et en matière organique (Adriano, 2001 ; Semple *et al.*, 2003).

Dans le cas du chlordécone aux Antilles, l'exposition des populations par les produits alimentaires, légumes racines, volailles et œufs issus des jardins familiaux est importante d'autant plus que ces denrées sont moins contrôlées que celles vendues dans les commerces ou sur les marchés (Anses, 2017). Néanmoins, si la voie alimentaire peut être majoritaire

Figure 1 : Les différentes voies de transfert des contaminants du sol à l'humain (source : Ineris)

Figure 1 : The various pathways of contaminant transfer from soil to human (source : Ineris)



pour la population générale, d'autres voies d'expositions comme l'ingestion de sol ou l'inhalation de poussières peuvent prédominer pour certaines populations locales exposées à des sols particulièrement pollués ou pour des catégories professionnelles spécifiques (agriculteurs, employés d'entreprises de dépollution...).

Les sols sont donc au centre des dynamiques de transferts des contaminants et l'acquisition de connaissances à l'échelle nationale est nécessaire pour évaluer leur contamination, compte-tenu de l'absence de législation européenne en termes de surveillance des sols, contrairement à l'air ou les milieux aquatiques. Ces données ont également un intérêt local pour l'évaluation des sites et sols pollués grâce à la production d'un référentiel de teneurs auxquelles comparer les mesures de terrains pollués. De plus, des jeux de données complets incluant à la fois les pratiques et occupations du sol et les caractéristiques physico-chimiques permettent d'investiguer des relations potentielles entre les contaminants et les propriétés des sols pour mieux modéliser et prévoir leur devenir dans l'environnement. Enfin, les approches « One Health » ou « Une seule santé » visant à considérer la santé humaine comme intimement liée à celle des écosystèmes et des animaux ne peuvent se penser qu'en intégrant les sols dans l'évaluation de l'exposition (INRAE, 2020). Les données de contamination des sols présentent ainsi de multiples intérêts pour les politiques de santé publique actuelles et futures. Ainsi, les objectifs de cet article sont : (1) de décrire les bases des données du Groupement d'Intérêt Scientifique Sol (GIS Sol) disponibles aujourd'hui à l'échelle de la France et leurs caractéristiques ; (2) de présenter plusieurs exemples d'utilisations de ces données dans différents domaines liés à la santé, notamment dans la gestion des sites et sols pollués, dans des recherches sur l'évaluation des expositions et des risques pour les populations (Cd, As et HAP) ou des évaluations d'impacts socio-environnementaux des contaminations des sols.

2. LES BASES DE DONNÉES DISPONIBLES

2.1 Le Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS)

Le dispositif de mesures du programme RMQS se fonde sur un plan d'échantillonnage dans l'espace et dans le temps. Dans l'espace, la stratégie retenue correspond à un échantillonnage aléatoire systématique, soit une grille systématique de 16 km de côté. Ce type de stratégie d'échantillonnage permet d'obtenir des inférences statistiques valides basées sur des estimations sans biais et précises des paramètres des distributions statistiques (Brus et Saby, 2016). Par ailleurs, cette stratégie

est également adaptée à l'ajustement de modèles statistiques de type régression (Meersmans *et al.*, 2012) et de type géostatistique (Saby *et al.*, 2011). La résolution de 16 km x 16 km a quant à elle été définie de façon à couvrir, avec cette grille, la majorité des combinaisons type de sol-classe d'occupation des sols (Arrouays *et al.*, 2002). Dans le temps, la stratégie retenue correspond à une stratégie par panel rotatif (Brus, 2014) facilitant la production de manière précoce des sorties sur l'état et les possibles évolutions de différentes propriétés des sols. Les échantillons sont stockés au Conservatoire européen des échantillons de sol (CEES) situé à Orléans après séchage à 30 °C, tamisage et quartage selon une méthode normalisée (Arrouays *et al.*, 2003 ; Jolivet *et al.*, 2018).

De nombreux contaminants ont été mesurés dans les échantillons du RMQS prélevés lors de la première campagne de mesure, comme cela est résumé dans le *tableau 1*. Les mesures d'éléments traces métalliques (ETM) ont été réalisées pour les échantillons de surface et subsurface, tandis que des analyses de polluants organiques, d'As et Hg ont été effectuées uniquement sur les échantillons de surface.

Des tableaux statistiques sont disponibles en ligne pour les substances dont les mesures sont assez nombreuses pour produire des statistiques considérées comme fiables (<https://traitementinfosol.pages.mia.inra.fr/statistiquesrmqs/>), comme pour les éléments traces métalliques (Saby *et al.*, 2020), les PCB et les HAP (Saby *et al.*, 2019). La consultation en ligne permet de filtrer en fonction de différents critères d'intérêt (substance, type d'extraction, etc.).

La spatialisation des données au niveau national a pour objectif de fournir des cartes informant sur les « teneurs habituelles » dans les sols français, correspondant au cumul du fond « pédo-géochimique » et des contaminations diffuses issues des activités humaines. Les différentes cartes produites sont disponibles en ligne et téléchargeables sous forme de raster (<https://data.inrae.fr/dataverse/gissol>). Les prédictions spatiales à une résolution de 1000 m des teneurs totales de 9 ETM y sont notamment disponibles.

2.2 Base de données des éléments traces métalliques (BDETM)

Dans le cadre de la réalisation des plans d'épandage des boues d'épuration, de très nombreuses analyses d'ETM dans les sols sont effectuées sur tout le territoire, conformément aux prescriptions du décret du 8 décembre 1997 complété par l'arrêté du 8 janvier 1998. Ainsi, les teneurs en sept ETM (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) sont déterminées sur des échantillons de sols prélevés en surface (horizons labourés) des terres essentiellement agricoles susceptibles de recevoir des épandages de boues de station d'épuration urbaine. Cela concerne des parcelles agricoles très diverses mais qui doivent correspondre aux critères suivants : disposition plane, hors zones

Tableau 1 : Description des mesures de contaminants effectuées sur le RMQS**Table 1** : Overview of the contaminants measured in the soil samples from the RMQS

Molécules	Mesure	Programme	Profondeur
Cd, Cu, Co, Cr, Mo, Ni, Pb, Tl, Zn	Teneurs totales (HF + HClO ₄)	RMQS1 (tous les sites)	Surface (0 - 30 cm) Sub-surface (30 - 50 cm)
As et Hg	Teneurs totales	RMQS1 (tous les sites)	Surface (0 - 30 cm)
Cd, Cu, Mo, Ni, Pb et Zn	Teneurs extractibles (EDTA)	RMQS1 (tous les sites)	Surface (0 - 30 cm) Sub-surface (30 - 50 cm)
Polychlorobiphényles (PCB), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dioxines, furanes	21 PCB 16 HAP 75 dioxines 135 furanes	RMQS - POP (tous les sites)	Surface (0 - 30 cm)
Polybromodiphényléthers (PBDE), pesticides organochlorés (OCP), herbicides	39 PBDE 12 organochlorés (DDT, lindane, dieldrine...) 26 herbicides (triazines, phénylurés)	RMQS - OCP (550 sites)	Surface (0 - 30 cm)

à enjeu environnemental (nitrate). D'autres analyses sont parfois également réalisées, liées à la caractérisation agro-pédologique des échantillons de sols, telles que la granulométrie, le pH ou encore la matière organique. Toutes ces analyses portent sur la « terre fine » (< 2 mm) ce qui exclut donc tous les « éléments grossiers » de diamètre supérieur à 2 mm (graviers et cailloux). Ces analyses ont été collectées et répertoriées à partir de la fin des années 90 dans le cadre d'un projet entre l'ADEME et l'Unité INRAE de Sciences du Sol d'Orléans (Deslais et Baize, 1997). Le GIS Sol a ensuite repris ce projet en 1998 et gère désormais cette base de données dénommée BDETM. Différents organismes publics ou privés en charge de ces études sont ainsi sollicités dans le cadre du programme : des maîtres d'ouvrage (collectivités), des maîtres d'œuvre (bureaux d'étude ou chambre d'agriculture), des services instructeurs (DDT) ou des organismes de suivis (chambres d'agriculture, SATESE). La BDETM contient également des informations sur les prélèvements (localisation géographique, date de prélèvement, organisme responsable de l'étude préalable à l'épandage...) ainsi que sur les analyses (laboratoire, méthode utilisée). La principale hétérogénéité des données récoltées concerne les méthodes analytiques employées par les différents laboratoires pour la détermination des teneurs en ETM, en particulier la méthode de mise en solution préalable correspondant à l'extraction totale utilisant un mélange d'acides fort (HF et HClO₄) et à l'extraction « pseudo-totale » à l'eau régale (HNO₃ et HCl). Ces informations sont nécessaires afin de pouvoir comparer les résultats puisque les deux méthodes peuvent donner des teneurs différentes suivant les sols et les éléments considérés.

La base de données BDETM compte aujourd'hui plus de 73 400 sites référencés, avec un nombre croissant de données

collectées depuis les années 90 (Figure 2). De plus, des analyses effectuées dans le cadre d'études scientifiques ont été collectées afin d'alimenter la base de données.

Une grande disparité dans la répartition géographique des sites collectés s'observe à l'échelle du territoire (Figure 3) et qui est liée principalement aux contraintes sur les caractéristiques des parcelles épandables. Cette variabilité s'observe également au niveau des analyses puisque plus de 70 laboratoires différents ont été sollicités. Cependant, la diversité des laboratoires permet de s'affranchir de biais importants liés à des problèmes analytiques que l'on pourrait rencontrer avec un unique laboratoire responsable des analyses.

Au vu du nombre de sites collectés, on peut cependant considérer que ces données apportent des éléments objectifs de comparaison pour toute institution ou bureau d'études désireux confronter un résultat d'analyse à différents indicateurs statistiques en renseignant sur une gamme de variation observée.

De par leur origine, ces analyses correspondent à des teneurs habituelles des sols agricoles, c'est-à-dire la somme du fond pédo-géochimique et des contaminations locales liées aux activités agricoles. Leur traitement a permis la production de cartes des teneurs en éléments traces des sols agricoles français, notamment par krigeage. Les résultats de la BDETM ont ainsi été mis à disposition du public, à travers des webservices et des datasets (<https://doi.org/10.15454/4GNOS>). Cependant, aucun outil simple n'existe actuellement pour consulter directement ces données alors que plusieurs acteurs sont susceptibles d'être intéressés pour divers usages tels que l'établissement des fonds pédo-géochimiques pour la gestion des sites pollués ou des terres excavées mais aussi la connaissance de l'état des

Figure 2 : Nombre total par année de sites collectés dans la BDETM de 1983 à 2009.

Figure 2 : Total number of sites reported each year in the Trace Element Database from 1983 to 2009.

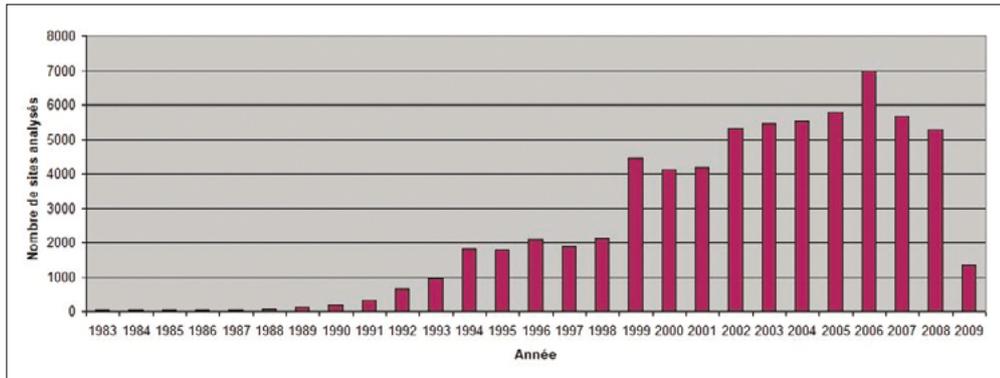
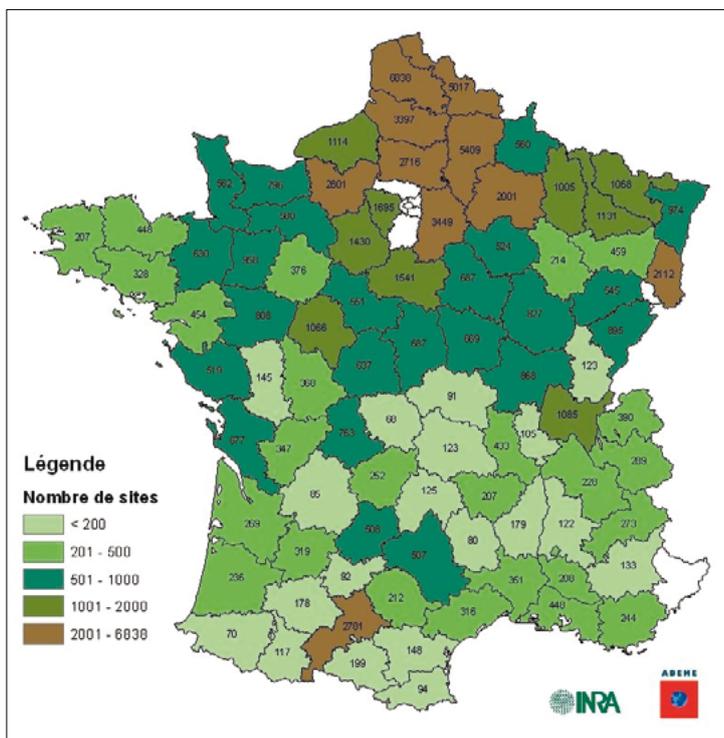


Figure 3 : Carte de répartition du nombre de sites référencés dans la BDETM par département.

Figure 3 : Map of the number of sites reported in the Trace Element Database for each department.



sols pour la santé et l'aménagement du territoire. Il est donc essentiel de faciliter leur accès/consultation, tout en veillant à respecter la réglementation en matière de diffusion de données puisqu'elles peuvent être considérées comme des données à caractère personnel et sont soumises au règlement général sur la protection des données (RGPD). Leur diffusion est donc strictement encadrée et nécessite la vérification du respect de ces règles avant toute mise en ligne.

2.3 Base de données des analyses de sols urbains (BDSolU)

Cette base se concentre sur les sols urbains, lesquels présentent des particularités par rapport aux sols agricoles et forestiers (Brunet *et al.*, 2023). En effet, les villes sont remaniées en permanence par les activités humaines et ce depuis des siècles : constructions, démolitions, excavations, terrassements, apports de terres et remblais de matériaux, naturels ou non... Elles sont aussi le théâtre d'émissions atmosphériques diffuses de diverses substances (échappement des véhicules, cheminées des industries et des chauffages collectifs ou individuels) et localement de pollutions concentrées (ex : artisanat, industrie). C'est pourquoi les concentrations en ETM et aussi en composés organiques des sols urbains présentent souvent de fortes variations spatiales. On ne connaît pas, ou assez mal, les concentrations habituelles de ces substances d'origine naturelle ou anthropique : c'est-à-dire le fond pédo-géochimique anthropisé.

La BDSolU a été créée pour répondre à ce besoin. Le BRGM, avec le soutien de l'ADEME, a lancé en 2010 la collecte et la capitalisation d'analyses de sols en milieu urbain dans le cadre des projets « Établissement de fonds pédo-géochimiques urbains - FGU » et « Diagnostics des établissements accueillant des enfants et des adolescents - Établissements sensibles » (Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 2022a). Ce dernier, prévu par l'action 19 du 2^e Plan national santé environnement (2009-2013) (Ministère de la Santé et de la Prévention, 2022), visait la réduction des expositions aux substances préoccupantes dans les bâtiments accueillant les enfants. À partir de 2014, le projet FGU a aussi élargi la collecte des

données des sols urbains acquises en France à d'autres projets (BRGM, 2022a). Cette base, en cours de constitution, intègre de nombreuses informations permettant de décrire les différents lieux de prélèvement à différentes échelles géographiques :

- les registres d'occupation du sol dans la ville « OCSOL GE » développé par le CRIGE en région PACA (CRIGE, 2014) sur la base du standard Corine Land Cover (European Environment Agency, 1995) ;
- l'activité au niveau de la parcelle avec les codes NAF développés par l'INSEE (INSEE, 2021) ;
- l'environnement proche dans un rayon de quelques dizaines de mètres autour du point de prélèvement ;
- l'état de la surface du sol au point de prélèvement et, bien entendu, les coordonnées géographiques et altimétriques du point de prélèvement.

Les descriptions des sondages (nature des niveaux et matériaux rencontrés, indices organoleptiques) et des échantillons prélevés, sont également recueillies dans la base. Les méthodes de sondage (à la pelle, au carottier...), d'échantillonnage (échantillon composé d'un seul prélèvement ou d'un mélange de plusieurs prélèvements), de préparation des échantillons sur site (par exemple le retrait des éléments grossiers), et enfin de préparation et d'analyse au laboratoire ou sur site sont aussi bancarisées. Dans la plupart des cas, ces dernières informations sont codifiées selon les registres développés par le SANDRE (SANDRE, 2022).

La détermination de fonds pédo-géochimiques au moyen de la BDSolU a essentiellement pour objectif l'appui aux acteurs de l'aménagement dans le cadre de la réalisation de diagnostics de sites et sols (potentiellement) pollués (Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 2022b), et de la valorisation des terres excavées (BRGM, 2022b). Ainsi, les données de la BDSolU ont déjà contribué à la réalisation des référentiels de fonds pédo-géochimiques suivants :

- le projet GeoBaPa conduit par la société Soltracing sur la basse vallée de la Seine et achevé en 2021 (Soltracing, 2022) qui avait pour objectif de favoriser la valorisation des terres issues du chantier du Grand Paris Express,
- le projet FGU Toulouse conduit par le BRGM pour Toulouse Métropole en 2018 (Belbèze *et al.*, 2019) en vue de la détermination des fonds pédo-géochimiques urbains de la métropole toulousaine.

Ces données pourront également être utiles pour des évaluations quantitatives des risques sanitaires (EQRS), des études, étude d'impact ou comme référence d'un état des lieux, soit avant l'implantation d'une installation, soit post-accidentel.

3. LES UTILISATIONS DES BASES DE DONNÉES DU GIS SOL

Les utilisations des bases de données du GIS Sol sont diverses : elles permettent d'appuyer les politiques publiques nationales et les travaux de recherche.

3.1 Politiques nationales pour les sites et sols pollués

Selon la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués proposée par le ministère en charge de l'environnement (Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, 2017), l'appréciation de l'impact environnemental d'une friche, d'une installation industrielle ou d'un accident technologique nécessite de disposer d'un état de référence des milieux environnementaux. Cela rejoint la directive 2010/75/UE du Parlement européen relative aux émissions industrielles, dite IED, qui impose l'établissement d'un rapport de base pour toute nouvelle implantation d'installations industrielles. Ce rapport de base a pour objectif de dresser l'état de pollution des sols et des eaux souterraines avant la mise en fonctionnement de l'installation, de façon à disposer d'un référentiel au moment de sa mise à l'arrêt définitif et ainsi aider à fixer les objectifs de remise en état. Naturellement, comme la plupart des sites (potentiellement) pollués qui sont gérés aujourd'hui ont été mis en service avant cette directive, cela implique de recourir à d'autres référentiels. La politique nationale de gestion des sites et sols pollués et la démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées traduisent cet état de référence sous la notion d'Environnement Local Témoin (Droissart-Long, 2017). Il consiste à identifier une zone ou un ensemble de zones, comprenant les mêmes milieux d'exposition (par exemple des sols de même nature) mais dont l'étude historique a démontré l'absence d'influence du site étudié ou d'un autre contributeur (Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, 2017). Les bases de données regroupant les valeurs de fonds pédo-géochimiques naturels et anthropiques des sols permettent de consolider l'environnement local témoin, en plus des échantillons prélevés à proximité des sites d'étude, par des données reconnues, de bonne qualité, nombreuses, représentatives des teneurs habituelles locales et nationales. Ces bases de données établies en dehors d'un contexte spécifique et par des acteurs de la recherche scientifique, sont crédibles et donc considérées comme fiables et impartiales par les différentes parties.

Les observations collectées dans le cadre du RMQS ont ainsi été utilisées pour calculer un indicateur permettant la détection des concentrations considérées comme anormales pour évaluer la pollution des sites dans un contexte de gestion de sites et sols pollués (Villanneau *et al.*, 2008). Le mode de calcul

de cet indicateur permet de tenir compte du contexte local car il correspond à la vibrisse supérieure des valeurs observées dans un rayon de 50 km autour de la zone à caractériser. Ces seuils de détection d'anomalies sont disponibles en ligne (Saby *et al.*, 2018) sous un format SIG et donc consultables publiquement pour ces évaluations à l'échelle locale.

À l'échelle nationale, le calcul des vibrisses a également permis de mettre en évidence une pollution diffuse des sols liée à certaines activités humaines. On distingue en particulier l'impact des agglomérations sur les teneurs en Pb, Zn et Cd dans les sols ou encore l'influence des zones viticoles sur les teneurs en Pb et Cu et liés respectivement à l'utilisation d'arséniate de plomb et la bouillie bordelaise pour le traitement des vignes (Villanneau *et al.*, 2008). Les vibrisses permettent d'observer des teneurs anormales naturelles comme celles du Cd présent dans les sols développés sur des calcaires présentant des teneurs importantes en cadmium.

La reconquête des friches est encouragée par la loi ALUR de 2014 (Légifrance, 2014) et par le Plan France Relance (Ministère de l'économie et des finances, 2022). Cependant, les aménagements associés passent souvent par l'excavation de grandes quantités de terres, que les sites concernés soient pollués ou non. Les chiffres associés à l'aménagement des infrastructures du chantier du Grand Paris Express, dont l'achèvement est prévu pour 2030, donnent un bon exemple de la situation : 68 nouvelles gares, 4 nouvelles lignes de métro et l'extension de 2 lignes existantes pour un total de 200 km, soit le doublement du réseau actuel. Au total, 40 millions de tonnes de matériaux seront excavées (Grand Paris Express, 2022). À titre de comparaison, en 2015, en Île-de-France, le BTP a généré 28 millions de tonnes de déchets dont seulement 6 millions ont été recyclés (Eychène, 2019).

Or, ces terres ont longtemps dû se conformer à la réglementation sur les déchets dès lors qu'elles quittaient leur site d'origine. Aujourd'hui, elles sont parfois valorisées sur d'autres chantiers, mais sont encore souvent stockées dans des centres d'enfouissement. Ces centres sont de plus en plus saturés, notamment en région parisienne. Dans le même temps, les ressources minérales des carrières, que certaines de ces terres pourraient remplacer, se tarissent. À ce constat, ajoutons l'impact carbone du transport de ces matériaux qui se croisent parfois entre ville et campagne. Dans ce contexte, l'INERIS et le BRGM ont produit des guides de caractérisation (Coussy *et al.*, 2020) et de valorisation des terres excavées. Depuis 2012, le BRGM spécifie que les terres nécessitant d'être excavées et susceptibles d'être réutilisées doivent être caractérisées pour vérifier si leurs propriétés chimiques sont cohérentes avec le fond géochimique naturel ou anthropisé local. En 2020, cette approche a été confirmée dans deux guides de valorisation hors site des terres excavées, issues ou non de sites et sols pollués, publiés par le ministère en charge de l'environnement (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020). Des

concentrations inférieures ou égales à celles caractérisant le fond pédo-géochimique du site receveur constituent l'une des conditions nécessaires à cette valorisation.

Dans le cadre de diagnostics ou d'études sanitaires (étude quantitative des risques sanitaires (EQRS), étude d'impact...) ou d'aménagement, le recours aux valeurs de fonds permet une analyse approfondie de la situation du site et des alentours. Grâce aux bases de données telles que la BDETM, le RMQS ou la BDSolU, on peut différencier une anomalie anthropique qui est une concentration inhabituelle « d'une substance dans un sol en lien avec les activités humaines ». Elle correspond à une pollution ponctuelle, éventuellement concentrée et localisée à la parcelle du site et aux parcelles avoisinantes concernées par la pollution. Une anomalie anthropique est reliée à une source émettrice identifiée (cuve fuyarde de station-service, cheminée de fonderie de plomb, dépôts de déchets, fuite de canalisation, déversement accidentel, stériles miniers, etc.). Certaines anomalies anthropiques peuvent être d'envergure, c'est-à-dire avoir une extension importante tant latéralement (XY) qu'en profondeur (Z), et peuvent atteindre le matériau parental, voire la nappe. Ainsi, dans le cas où une activité humaine (source émettrice) bien identifiée a contaminé une partie d'un territoire (industrie sidérurgique, incinérateur, mine, etc.), on parlera d'anomalie anthropique. Un travail de détermination de la qualité chimique des sols sera à mettre en place localement et à l'échelle de cette anomalie, en particulier pour la mise en évidence de gradients ou de zones concentrées afin d'évaluer les éventuelles incompatibilités d'usage en vue de proposer des modalités de gestion adaptées.

Ces bases apportent aussi des référentiels permettant la valorisation des terres excavées dans le respect des recommandations réglementaires et ministérielles. Celles-ci sont édictées dans le souci de la protection des milieux afin de préserver la santé des populations. En effet, les terres excavées peuvent être valorisées si la qualité des sols du site receveur est maintenue, si la qualité de la ressource en eau est conservée et les écosystèmes sont préservés ; et enfin si les caractéristiques chimiques des terres excavées sont compatibles sur le plan sanitaire avec l'usage futur du site receveur.

Pour répondre à ces objectifs, la démarche proposée par le ministère en charge de l'environnement (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020) repose en première approche sur le respect de valeurs seuils, fixées pour l'ensemble du territoire, pour les éléments traces métalliques et certains composés organiques persistants ou non. Lorsque des teneurs de ces substances excèdent ces valeurs, elles doivent être comparées au fond pédo-géochimique local issu des bases de données régionales ou urbaines établies ou en cours d'élaboration dans certaines régions ou agglomérations. Enfin, dans le cas où une ou plusieurs teneurs en éléments traces métalliques et composés organiques persistants dépasseraient ces valeurs de fond pédo-géochimique, il conviendrait de réaliser une approche

au cas par cas pour cette ou ces substances (Ministère de la Transition Ecologique et solidaire, 2020).

On notera le rôle central des fonds pédo-géochimiques dans l'ensemble de la politique nationale de gestion des sites et des sols, qu'ils soient pollués ou non.

3.2 Calcul des seuils de cadmium dans les engrais phosphatés, en support à l'ANSES

L'Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Authority, 2009, 2012) et l'Agence française de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) ont montré que le risque lié à la contamination des aliments par le cadmium ne peut être exclu en Europe et en France (Anses, 2011a, 2011b). Les résultats de l'étude Esteban menée par Santé Publique France montrent en effet que l'imprégnation en cadmium de la population française est d'une part parmi les plus élevées des pays occidentaux et d'autre part en augmentation comparativement aux campagnes précédentes (Santé Publique France, 2021). Les matières fertilisantes, et notamment les engrais phosphatés, sont l'une des principales sources anthropiques de contamination des sols et des chaînes alimentaires par cet élément. La mise en place d'un seuil de teneur en Cd dans les engrais est une des pistes qui pourrait permettre de limiter la contamination des sols et possiblement l'exposition des populations (Anses, 2019 ; Commission Européenne, 2016). Pour évaluer l'effet potentiel d'une modification des teneurs en Cd des engrais phosphatés sur les teneurs à long terme des sols en Cd, et a fortiori dans certains aliments (blé et pommes de terre), Carne *et al.* (2021) ont conduit des travaux utilisant une approche de bilan massique. Dans ce bilan simplifié, la voie principale d'exposition des populations considérée est le transfert du sol aux plantes puis leur ingestion (Figure 1). Le modèle utilisé intègre des apports en Cd aux sols par les dépôts atmosphériques, l'irrigation et les différents fertilisants organiques (boues, compost, effluents d'élevage) et inorganiques (engrais phosphatés). Afin d'étudier le potentiel effet d'une modification des teneurs en Cd des engrais phosphatés, différents scénarios de fertilisation ont été simulés sur une durée de 100 ans. Les sols cultivés du RMQS ont été utilisés comme données d'entrée, sur lesquelles ont été simulés les apports de Cd et les sorties par lixiviation et accumulation dans les plantes (blé et pommes de terre). Le transfert vers l'eau de ruissellement et les plantes est dépendant de certaines propriétés de sols comme le pH et le carbone (Römken *et al.*, 2017 ; Six et Smolders, 2014) ; les calculs ont ainsi été faits en utilisant les mesures faites sur chaque site RMQS. Les nombreuses simulations (environ 10000) aboutissent à une distribution des teneurs en Cd possibles dans les sols en fonction des scénarios de fertilisation.

Dans le cas des scénarios de fertilisation du blé à 80 kg P₂O₅ ha⁻¹ an⁻¹ présentés dans la figure 4, les concentrations de Cd les plus élevées dans les engrais (60 et 90 mg Cd.kg P₂O₅⁻¹) entraînent une accumulation de Cd dans le sol tandis qu'une concentration en Cd à 20 mg Cd.kg P₂O₅⁻¹ dans les engrais phosphatés stabiliserait l'accumulation du Cd dans les sols et pourrait permettre de limiter l'exposition possible des populations au Cd via l'ingestion de blé et pommes de terre. Ces résultats ont été publiés et sont disponibles en ligne, avec des travaux antérieurs conduits par Sterckeman *et al.* (2018) réalisés à partir de la BDETM, sur chaque région française.

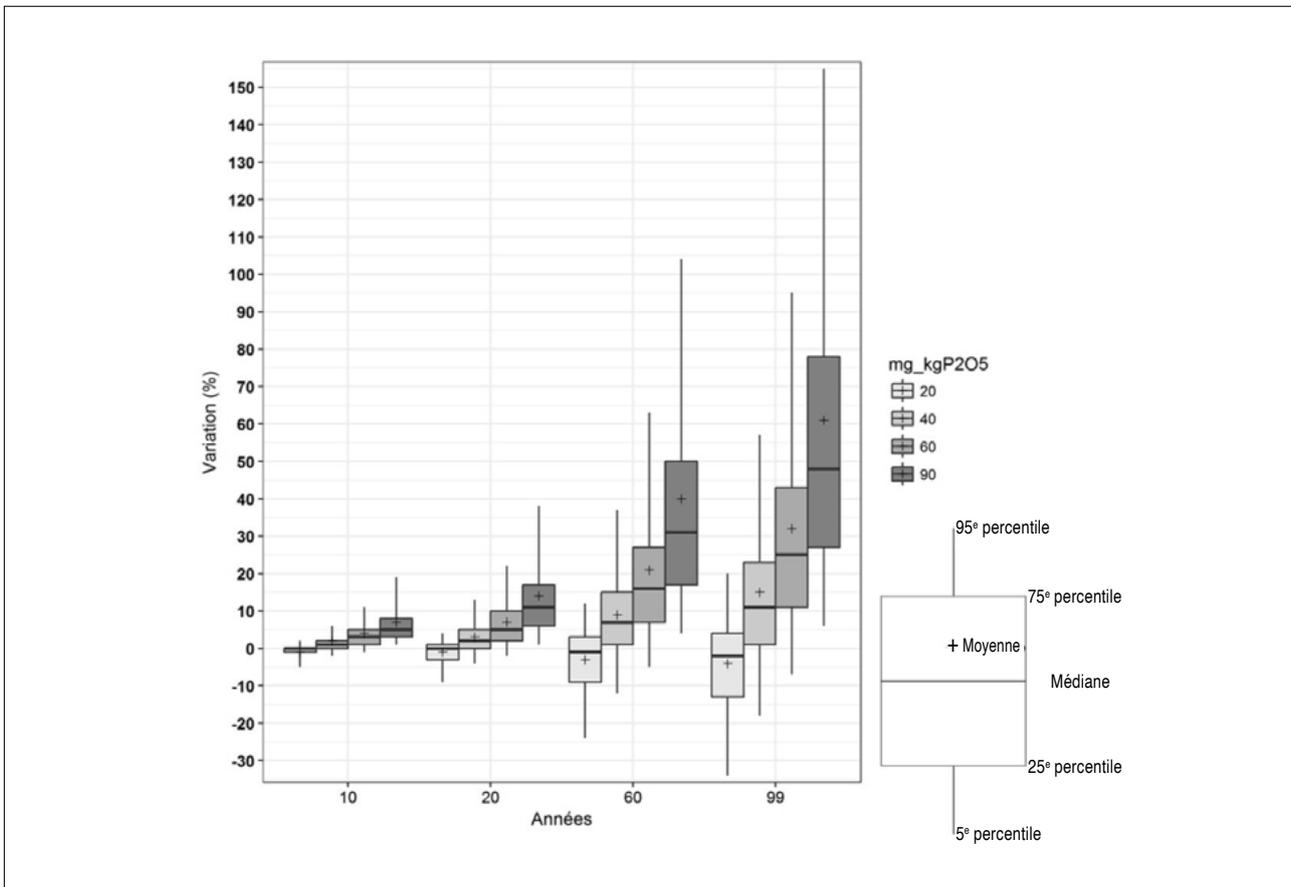
Si ces résultats ont permis à l'ANSES d'émettre des recommandations et arrêter une position nationale sur la question du Cd dans les engrais (Anses, 2019) plusieurs limites sont néanmoins à évoquer. En effet, dans ce travail, le choix a été fait de considérer une maximisation des apports de Cd pour les scénarios de fertilisation mais aussi pour les transferts vers les plantes. Les équations utilisées dans ce modèle font l'hypothèse que la biodisponibilité du Cd dans les sols avant et après ajout de fertilisants est identique, et fonction du pH, de la matière organique ou de l'argile (Carne *et al.*, 2021). Or la biodisponibilité du Cd présent dans les engrais dépend de la solubilité des fertilisants eux-mêmes, de la formation de précipités phosphatés (Grant, 2011), mais aussi d'autres facteurs tels que le Zn biodisponible ou la biomasse microbienne (Lambert *et al.*, 2007). Cependant, l'effet indirect des fertilisants sur le pH peut également entraîner une biodisponibilité accrue du Cd et son transfert dans les plantes (Grant, 2011).

Le calcul des risques pour la population dans l'étude de Carne *et al.* (2021) est également à nuancer puisque les augmentations simulées de Cd dans les sols ont été directement appliquées aux niveaux de Cd des aliments (blé et pomme de terre). Or, comme précédemment évoqué, l'augmentation des teneurs dans les sols ne prévaut pas forcément d'une augmentation dans les denrées alimentaires (McLaughlin et Zhao, 2020). Enfin, ne sont considérés ni l'exposition des populations au Cd par l'eau de boisson, ni l'élevage, qui pourraient être importants avec une lixiviation plus importante du Cd contenu dans les engrais vers les nappes.

Malgré les limites évoquées, le travail effectué par Carne *et al.* (2021) constitue un exemple de l'intérêt d'utiliser les bases de données sol du GIS Sol pour les scénarios prédictifs de contamination des sols et appuyer des décisions d'institutions publiques sur des questions de santé liées aux pratiques agricoles. Les nombreuses données disponibles, agronomiques mais aussi de pratiques culturales permettent d'affiner les modèles et de les rendre les plus réalistes possibles, en utilisant une diversité de situations, en non pas seulement une donnée moyenne par exemple.

Figure 4 : Variation des concentrations de Cd dans la matrice sol (exprimée en pourcentage) en fonction du temps de projection (10, 20, 60 et 99 ans) par rapport à la première année d'application, basée sur la moyenne et les centiles (P05, P25, P50, P75, P95) de concentration en Cd dans le sol, selon le plan de fertilisation en monoculture de blé de 80 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ simulant une teneur en Cd constante de 90, 60, 40 et 20 mg Cd.kg $P_2O_5^{-1}$ dans l'engrais phosphaté sur une période de 99 ans. Figure issue du rapport d'expertise collective élaboré dans le cadre de l'avis de l'Anses n°2015-SA-0140 relatif à l'exposition au cadmium (Anses, 2018).

Figure 4 : Variation in Cd concentrations in soil (expressed as percentages) at 10, 20, 60 and 99 years compared with the first year of application, based on mean and percentiles (P05, P25, P50, P75, P95) of Cd concentration in soil according to the wheat monoculture fertilization plan of 80 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1} \cdot year^{-1}$ simulating a constant Cd content of 90, 60, 40 and 20 mg Cd.kg $P_2O_5^{-1}$ in the phosphate fertilizer (Ph/80b/90, Ph/80b/60, Ph/80b/40 and Ph/80b/20 fertilization plans) over a 99-year period (Anses, 2018).



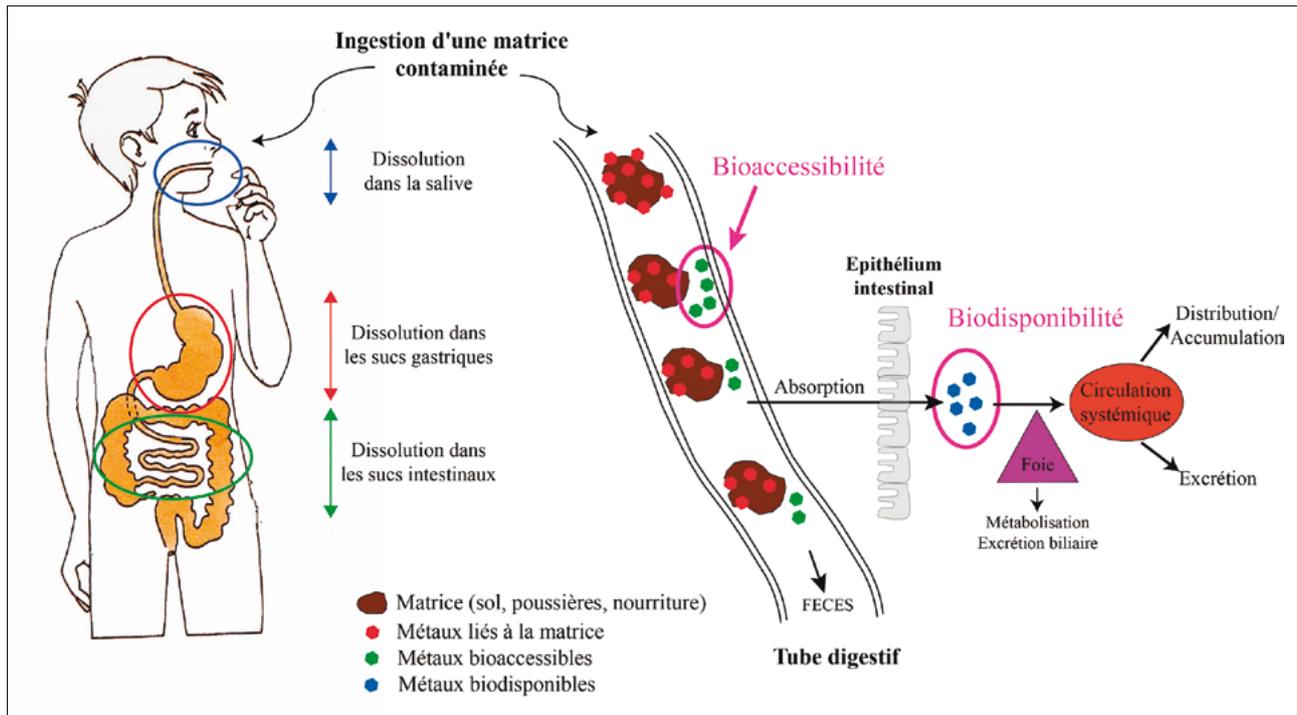
3.3 Arsenic bioaccessible des sols

En France, plus de 7 000 sites et sols pollués ou potentiellement pollués en lien avec les activités industrielles passées ou actuelles sont recensés et appellent une action des pouvoirs publics à titre préventif ou curatif. Parmi les polluants le plus souvent impliqués se trouve l'arsenic. Une concentration élevée en As dans les sols peut également être d'origine géogène. Les populations vivant sur ces sols sont donc surexposées à ce métalloïde avec des conséquences multiples quant aux effets sur leur santé. Il est recommandé dans la Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués de considérer les sols dont la concentration en As inorganique est supérieure à 25 mg/kg comme des sources potentielles de surexposition à l'arsenic

de la population et donc un risque pour la santé (Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, 2017). Cette valeur constitue la limite supérieure des sols dit "ordinaires" dans le référentiel des concentrations couramment observées dans les sols présentant divers métaux et métalloïdes, constitué et publié par INRAE.

Les différents modes d'exposition directe de l'Homme aux polluants présents dans les sols incluent l'inhalation de poussières, l'absorption cutanée et l'ingestion de particules de sol et de poussières (Paustenbach, 2000, *Figure 1*). Néanmoins, dans le cas des polluants métalliques non volatils, l'ingestion de sol est la voie majeure de contamination, particulièrement chez les jeunes enfants du fait des comportements mains-bouche. L'évaluation des risques en lien avec cette voie

Figure 5 : Schématisation des notions de bioaccessibilité et biodisponibilité en cas d'ingestion d'une matrice contaminée (Pelfrène, 2016).
Figure 5 : Bioaccessibility and bioavailability of As after ingestion of a contaminated matrix (Pelfrène, 2016).



d'exposition reste un domaine qui est soumis à des incertitudes. Les pratiques courantes reposent encore très souvent sur la mesure des concentrations totales (ou pseudo-totales) en polluants dans les sols. Or, seule une fraction des polluants, la fraction biodisponible (Figure 5), est réellement assimilée par l'organisme et est susceptible d'induire un effet toxique. La détermination de la biodisponibilité orale des polluants nécessite la mise en place d'expérimentations *in vivo*. Pour des raisons d'éthique, de coûts et de temps associées à ces mesures, des tests *in vitro*, simulant les conditions physiologiques du système digestif, ont été développés pour évaluer la bioaccessibilité orale des polluants (Figure 5). Celle-ci correspond à la fraction soluble du polluant pouvant être libérée dans le tractus gastro-intestinal et susceptible d'atteindre la circulation sanguine (Paustenbach, 2000). L'intégration de la notion de bioaccessibilité (au lieu des concentrations totales) permet de réaliser de façon plus pertinente les évaluations de risques.

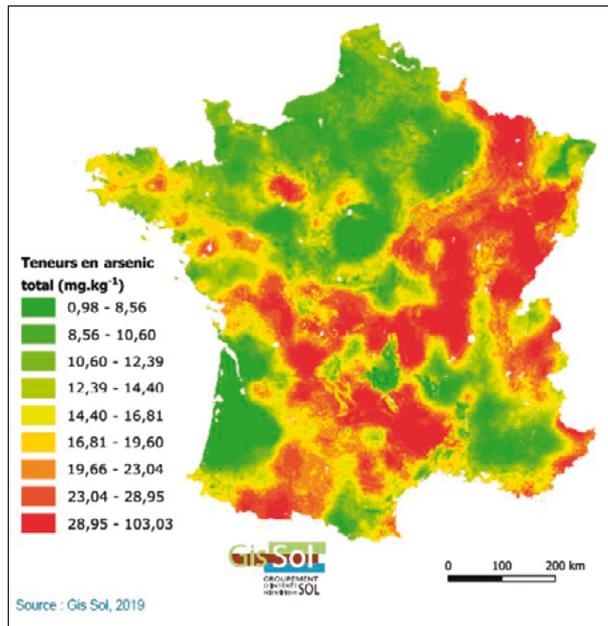
Parmi les tests *in vitro* développés, celui du groupe BARGE (the BioAccessibility Research Group of Europe) est une méthode unifiée, reconnue et standardisée (the Unified Bioaccessibility Method, UBM; ISO 17924), dans laquelle la digestion se fait en deux étapes successives : une étape gastrique avec l'ajout de suc gastrique, d'un mélange d'enzymes et de sels pour simuler le jus gastrique, suivie d'une étape de neutralisation et d'une addition de plusieurs enzymes afin de représenter l'étape intestinale. Ce test, qui a été validé par rapport à un modèle animal (le porcelet)

pour As, Cd et Pb (Denys *et al.*, 2012), est utilisé dans de nombreuses études à l'échelle nationale et internationale, et est recommandé dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Néanmoins, cette démarche, longue, coûteuse et qui requiert un "savoir-faire" compte tenu de sa complexité, n'est pas ou peu mise en œuvre à l'heure actuelle en France par les gestionnaires de sites et sols pollués et les bureaux d'études. Dans un objectif de meilleure prise en compte de l'exposition des populations, une méthode simplifiée au moyen d'acide chlorhydrique dilué (HCl 0,65%) a été développée (Pelfrène *et al.*, 2020) permettant de prédire la bioaccessibilité orale des polluants (As, Cd et Pb) au niveau de l'estomac (phase gastrique) mais aussi en considérant l'ensemble du tube digestif (phase gastro-intestinale). La méthode d'analyse simplifiée à l'HCl est applicable sur des terres provenant de nombreux sites et dans différents contextes environnementaux, c'est-à-dire avec des origines de pollution, des caractéristiques physico-chimiques et des degrés de contamination en éléments métalliques et/ou organiques variés. Elle permet une démarche exploratoire et un tri des échantillons à moindre coût avant de valider l'analyse sur certains échantillons par la méthode normalisée UBM.

Plus spécifiquement sur l'arsenic, la Haute Autorité de Santé (HAS) a publié en février 2020 une recommandation de bonne pratique à l'intention des professionnels de santé pour le dépistage, la prise en charge et le suivi des populations résidant sur des sites et sols pollués ou à risque de pollution par ce

Figure 6 : Cartographie des teneurs prédites en arsenic total des horizons de surface (0-30 cm) des sols en France.

Figure 6 : Spatial distribution of predicted total As concentrations in topsoil (0 - 30 cm) in France.



métalloïde (Haute Autorité de Santé, 2020). Ainsi, lorsque la concentration en As bioaccessible dans le sol est supérieure à 25 mg/kg, la HAS recommande de dépister les populations les plus sensibles (jeunes enfants et femmes enceintes en particulier) et plus spécifiquement de constituer une base de données rassemblant et conservant tous les résultats des évaluations biométriologiques de l'exposition.

À ce jour, nous disposons uniquement de la carte des teneurs prédites en As total des horizons de surface des sols en France, basées sur les mesures des sites du RMQS (Figure 6).

Pour prendre en compte la recommandation de la HAS, un projet nommé BA_SR (Bioaccessibilité de l'arsenic dans les sols du RMQS), soutenu par l'ADEME et mené par JUNIA et INRAE Info&Sols, est en cours. L'objectif de cette étude est de réaliser une cartographie des valeurs en As bioaccessible, notamment sur les zones présentant les plus fortes concentrations. Plus spécifiquement, il s'agit de considérer les sols du RMQS présentant une concentration totale supérieure à 25 mg/kg en vue de déterminer l'arsenic bioaccessible. Au total, 353 échantillons de sols ont été identifiés dans la collection nationale du RMQS (première campagne) comme répondant à ce critère (Figure 7). Ils ont été répréparés pour analyse par le Conservatoire Européen des Échantillons de Sol (Ratié et al. 2010) et envoyés à JUNIA pour l'analyse de la bioaccessibilité.

À ces échantillons est associée une base de données renseignant sur leurs paramètres physico-chimiques (i.e. teneurs en argile, limons et sables, CEC, bases échangeables, pH, teneurs en

phosphore assimilable, calcaires totaux, carbone organique, azote total, matière organique et éléments majeurs) ainsi que leur degré de contamination en As. Au regard du nombre d'échantillons concernés (n = 353), il a été fait le choix d'utiliser le test simplifié à l'HCl pour prédire la bioaccessibilité orale (BA) de l'As dans les phases gastrique (G) et gastro-intestinale (GI) et ce, au moyen d'équations établies par Pelfrène et al. (2020) :

$$\log_{10}[\text{As}]_{\text{BA prédicté}_G} = 0,83 \times \log_{10}[\text{As}]_{\text{HCl}} + 0,16$$

$$\log_{10}[\text{As}]_{\text{BA prédicté}_{GI}} = 0,80 \times \log_{10}[\text{As}]_{\text{HCl}} + 0,13$$

Cette méthode d'extraction permet d'évaluer la bioaccessibilité orale de l'As pour une gamme de concentrations totales dans les sols allant de 2 à 2 600 mg/kg. Le test a été réalisé sur l'ensemble de la population de 353 échantillons. Les résultats sont présentés dans la figure 8, à savoir la distribution statistique des concentrations totales en As, des concentrations extraites au moyen du test simplifié et des concentrations bioaccessibles prédites dans les deux phases. Plus spécifiquement, les valeurs obtenues au moyen du test HCl ont été corrigées et utilisées dans les équations présentées précédemment en vue de prédire les concentrations bioaccessibles classiquement évaluées au moyen du test UBM.

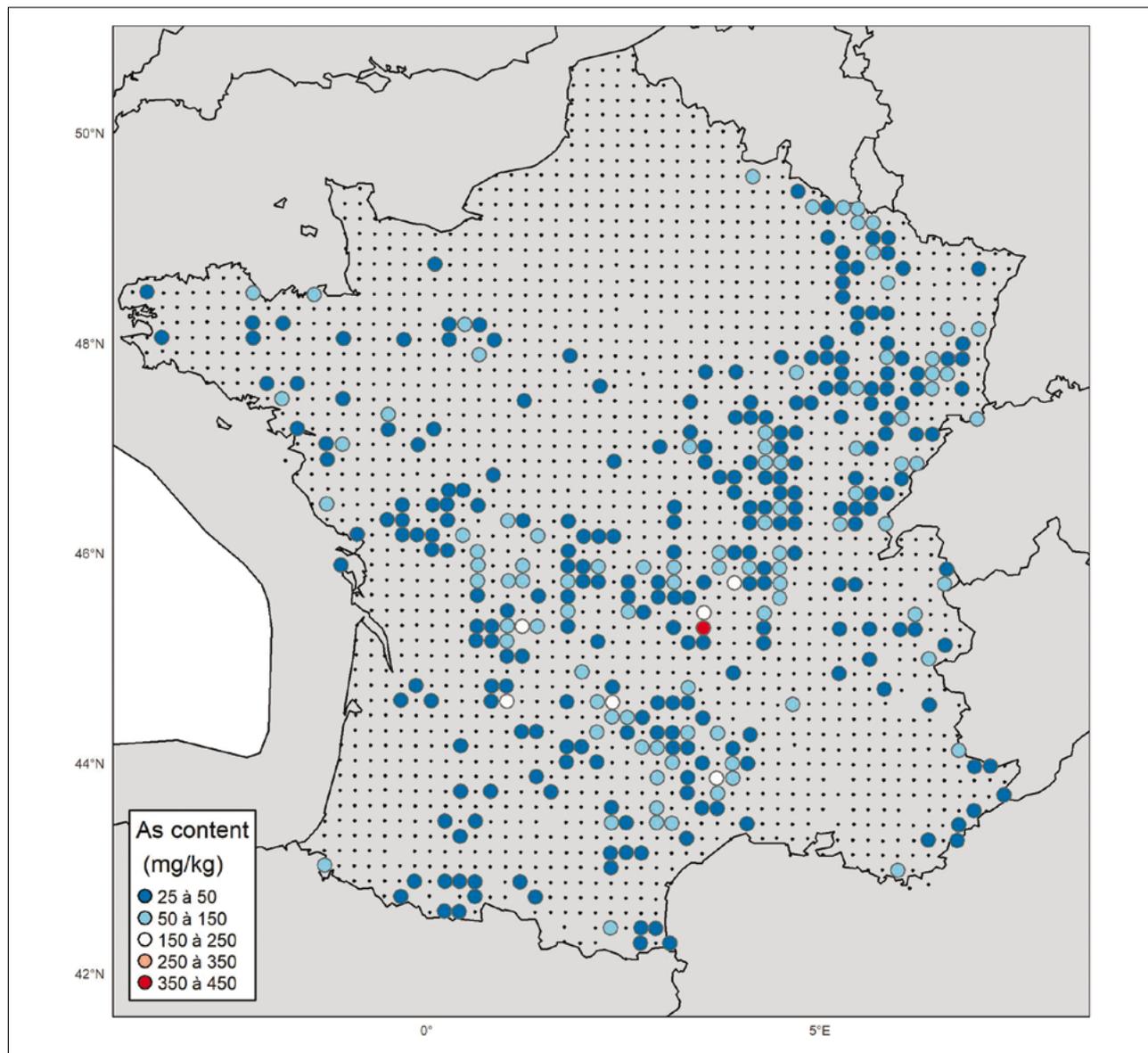
Les concentrations totales en As varient de 25 à 412 mg/kg, tandis que les concentrations extraites à l'HCl varient de 0,4 à 118 mg/kg. Après calcul, les concentrations bioaccessibles prédites varient de 0,7 à 76 mg/kg dans la phase G et de 0,7 à 61 mg/kg dans la phase GI. Il est à noter que seul un des sols étudiés présente une concentration en As bioaccessible prédite supérieure à 25 mg/kg ; pour les autres sols, la valeur seuil n'est pas dépassée. Exprimées en pourcentage par rapport aux concentrations totales, les concentrations extraites à l'HCl varient de 1,1 à 50 % (8 % en moyenne et 6 % en médiane). Les pourcentages d'As bioaccessible prédits varient quant à eux de 1,6 à 45 % dans la phase G (9 % en moyenne et 7 % en médiane) et de 1,5 à 39 % dans la phase GI (8 % en moyenne et 7 % en médiane).

Ces résultats mettent en évidence l'intérêt de considérer la bioaccessibilité dans l'évaluation de l'exposition des populations. En effet, à l'exception d'un cas, les concentrations bioaccessibles prédites sont inférieures à la valeur seuil de 25 mg/kg. De plus, les pourcentages d'As bioaccessible sont relativement faibles (< 10 % en moyenne), montrant ainsi qu'une faible proportion d'As est solubilisée dans les fluides digestifs et donc potentiellement peu biodisponible également.

Dans la suite du projet, l'ensemble des données sera interprété par croisement avec les mesures disponibles sur les sites du RMQS afin de chercher d'éventuels déterminants de la bioaccessibilité. Une analyse spatiale sera réalisée afin de proposer une cartographie des teneurs prédites bioaccessibles de l'As. Ces données viendront ainsi alimenter les bases de données du Gis Sol dans lesquelles ne figurent actuellement que les concentrations en As total. L'information sur l'As

Figure 7 : Localisation des échantillons de sols dont les concentrations en As total sont supérieures à 25 mg.kg⁻¹.

Figure 7: Location of soil samples presenting As concentrations above 25 mg.kg⁻¹.



bioaccessible permettra de mieux évaluer l'exposition des populations et *in fine* le risque.

3.4 Teneurs en HAP dans les sols et évaluation des risques sanitaires

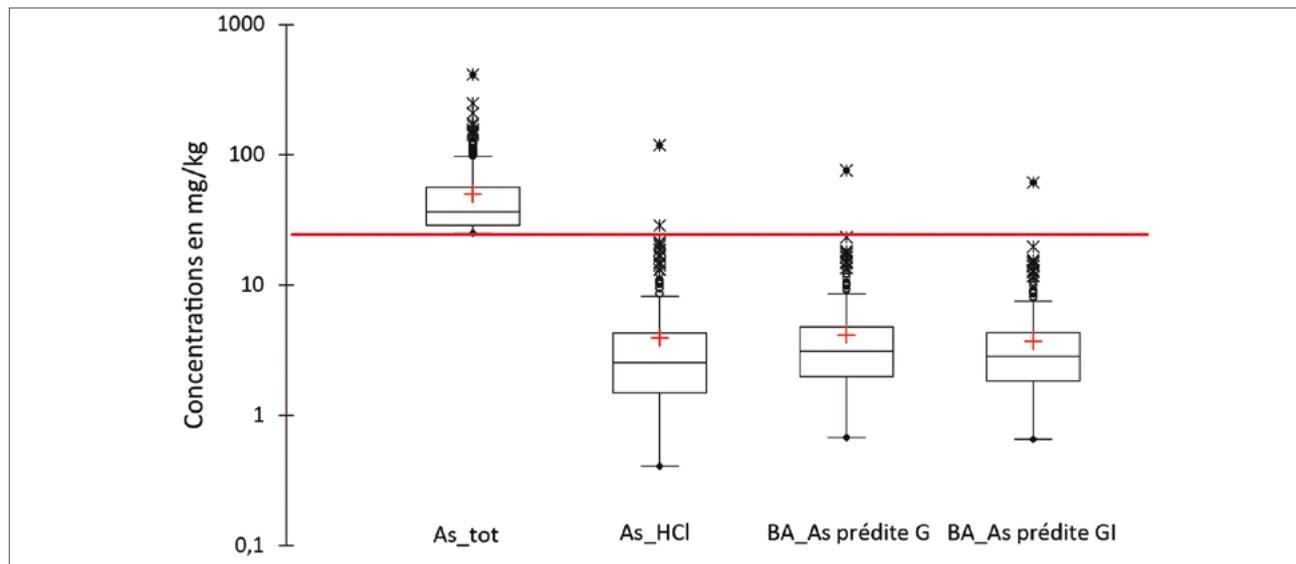
L'étude des hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurés dans le cadre du RMQS publiée en 2021 (Froger *et al.*, 2021) représente un exemple de valorisation de ces données dans le domaine de la santé. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) forment une famille de composés organiques

constitués d'au moins deux cycles aromatiques ou benzéniques. Ils sont principalement formés lors de la pyrolyse de matière organique (combustibles fossiles, bois...) et, dans une moindre mesure, produits lors de la formation de combustibles fossiles (pétrole, charbon). Les activités anthropiques constituent la source majoritaire de HAP émis dans l'environnement (trafic routier, industrie minière et charbon, chauffage...).

Si plus de 2000 composés différents possédant 2 à 8 cycles peuvent être formés, seule une centaine a été identifiée (Shackelford et Keith, 1976). Seize HAP font l'objet d'un suivi particulier et ont été classés parmi les polluants organiques persistants (POP) qui se caractérisent par leur persistance,

Figure 8 : Distribution des concentrations en As (exprimées en mg.kg^{-1} , $n = 353$). As_tot : concentrations totales ; As_HCl : concentrations extraites au moyen du test simplifié ; BA_As prédite-G et BA_As prédite-GI : concentrations bioaccessibles prédites dans les phases G (gastrique) et GI (gastro-intestinale) ; tracé rouge : valeur seuil à 25 mg.kg^{-1} .

Figure 8 : Distribution of As concentrations (in mg.kg^{-1} , $n = 353$). As_tot : total concentrations ; As_HCl : extracted concentrations using simplified test ; BA_As prédit-GI : bioaccessible concentration predicted in gastric (G) and gastrointestinal (GI) phases. The red limit indicates the threshold value of 25 mg.kg^{-1} .



leur caractère bioaccumulable, leur toxicité et leur mobilité dans l'environnement (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2019). Depuis les années 2000, leur suivi a été légiféré au niveau européen dans les milieux aquatiques (Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/EC) et dans l'air ambiant (2004/107/EC), mais aucune surveillance institutionnalisée n'a été mise en place pour les sols. Or les sols peuvent constituer à la fois un puits et une source de ces molécules dans l'environnement et il est donc essentiel d'évaluer le niveau de contamination des sols par les HAP.

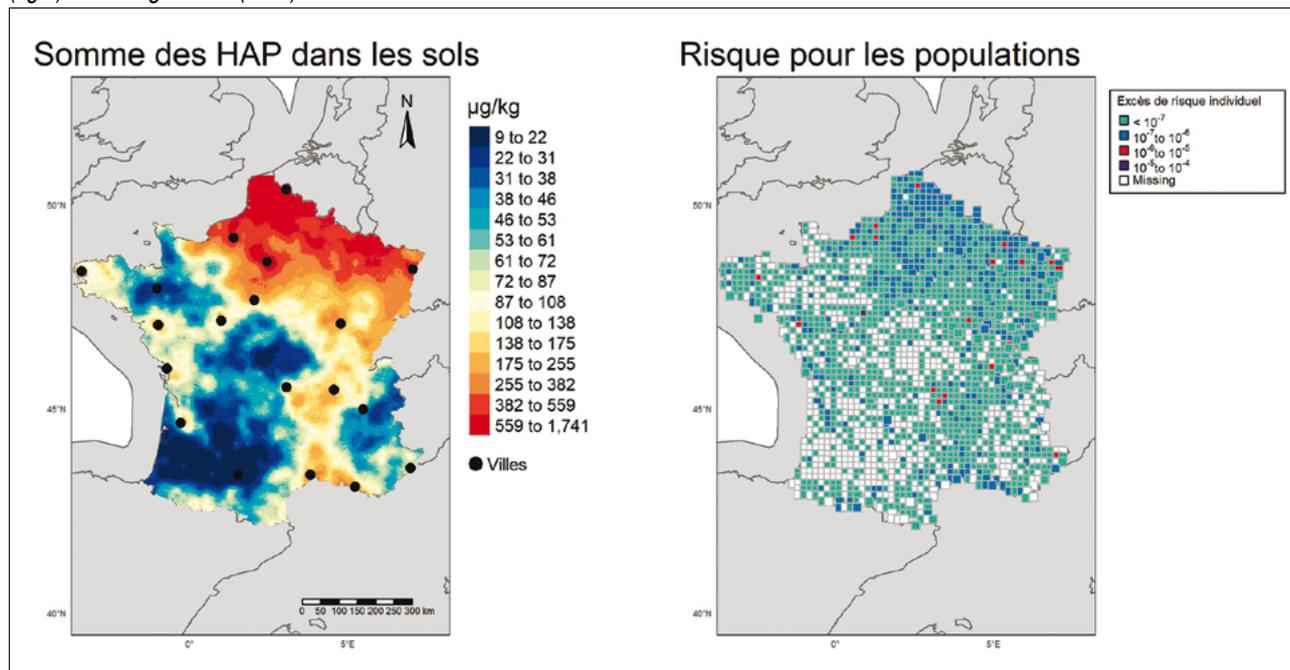
Dans ce contexte, 15 HAP ont été mesurés dans les sols de surface métropolitains échantillonnés lors de la première campagne du Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) qui a eu lieu entre 2000 et 2008. Ils ont tout d'abord été valorisés dans le cadre d'un premier article (Villanneau *et al.*, 2013) exposant les premiers travaux de cartographie de quatre HAP. L'étude s'est poursuivie avec la publication d'un article traitant de la distribution spatiale des teneurs totales en HAP, leur origine et les risques sanitaires associés (Froger *et al.*, 2021), dont les résultats sont présentés ci-après. Les concentrations quantifiées pour la somme des 15 HAP ($\Sigma 15 \text{ HAP}$) varient de 5,1 à $31\,200 \mu\text{g kg}^{-1}$, avec une valeur médiane de $32,6 \mu\text{g kg}^{-1}$, et les HAP ont été détectés dans 70 % des échantillons de sol. Selon le référentiel d'interprétation de la contamination en HAP (Maliszewska-Kordybach, 1996), 83 % du territoire français correspondrait à des sols non contaminés mais près de 3 % des sites dépassent le seuil de forte contamination. La spatialisation des concentrations

de la somme des 15 HAP a été effectuée par une approche géostatistique non linéaire développée avec l'École des Mines ParisTech et démontre de fortes variations spatiales de la contamination des sols (Figure 9). Les concentrations les plus importantes sont observées dans les régions industrielles au Nord-Est et dans la vallée du Rhône et sous forme de gradients diffus et notamment autour des grandes agglomérations. L'étude des ratios de concentrations de certains HAP permet d'identifier les sources probables de contaminations. Ces ratios, comparés à des enregistrements des émissions historiques (Gabrieli *et al.*, 2010), suggèrent ainsi pour le Nord de la France une origine liée aux émissions industrielles importantes de 1850-1950, en particulier par l'industrie du charbon et la métallurgie.

Une évaluation des risques a été conduite en considérant les voies d'exposition directe (ingestion de sol, inhalation de particules, absorption cutanée) afin d'estimer le risque maximal potentiel induit par les HAP présents dans les sols français pour les populations locales. L'absence de consensus des études sur la biodisponibilité des HAP dans les sols en fonction des voies de transfert (Ruby *et al.*, 2016) justifie l'utilisation des concentrations totales en HAP pour une évaluation maximisant les risques potentiels. L'excès de risque individuel (ERI) pour une exposition chronique ainsi calculé, et correspond au risque de contracter un cancer au cours de sa vie, lié à l'exposition aux HAP présents dans les sols (Total Lifetime Cancer Risk). L'excès de risque est considéré comme négligeable en dessous de 10-6 c'est-à-dire une probabilité qu'une personne sur un million soit

Figure 9 : Distribution spatiale de la somme des 15 HAP dans les sols en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (à gauche) et évaluation des risques pour les résidents (à droite) d'après Froger *et al.* (2021).

Figure 9 : Spatial distribution of the sum of 15 PAH in French soils in $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (left) and risk assessment results for residential population (right) from Froger *et al.* (2021).



atteinte d'un cancer du fait de la contamination. Ce calcul a abouti à une valeur médiane de $1,07 \times 10^{-8}$ pour le risque total de cancer au cours de la vie, avec 20 sites (0,9 % de la totalité des sites) au-dessus de la limite de 10^{-6} et un au-dessus de la limite de 10^{-5} , limite usuellement retenue par les autorités françaises pour la gestion des sites pollués. Ces résultats démontrent l'existence d'un risque, certes faible, mais non nul, qu'il faut prendre en compte et intégrer dans le cadre des évaluations des risques. De plus, le transfert vers les plantes et les denrées alimentaires n'a pas été pris en compte dans le cadre de ce travail mais constitue une voie supplémentaire d'exposition. Enfin, la présence d'une multitude de substances dans les sols pose la question des effets cocktails et de leur impact sur la santé humaine et les écosystèmes.

3.5 Exemples d'un dispositif d'évaluation des inégalités environnementales de santé

La notion d'inégalité environnementale, introduite en France dans les années 2000, interroge notamment les liens entre « environnement et santé ». Il s'agit ainsi des inégalités relatives à des cultures et à des groupes sociaux dans leur exposition à des risques, à des pollutions et à des nuisances. Il a été ainsi avancé que les groupes socio-économiquement défavorisés

sont souvent à la fois plus exposés à des nuisances et à des pollutions environnementales et plus vulnérables aux effets sanitaires qui en résultent (WHO, 2019). En France, l'exigence de justice environnementale a été renforcée dès 2005 par la Charte de l'environnement et des actions ont été conduites dans le cadre des Plans Nationaux Santé Environnement (PNSE) avec la volonté de mise en place d'outil pour identifier et gérer les zones géographiques pour lesquelles on observe une surexposition à des substances toxiques.

Dans ce contexte, l'INERIS a piloté des programmes de recherche pour construire un outil d'aide à la décision, la Plateforme intégrée pour l'Analyse des INégalités Environnementales d'exposition - PLAINE (Caudeville *et al.*, 2012), qui permet d'interfacer le modèle d'exposition multimedia MODUL'ERS dans un système d'information géographique (SIG). PLAINE est capable d'évaluer et de représenter les expositions des populations à l'échelle régionale grâce à l'intégration de données de différentes natures et notamment celles relatives à la pollution des sols. Des techniques d'analyse spatiale sont développées pour traiter les bases de données d'entrée et les rendre pertinentes en vue des objectifs de caractérisation de l'exposition.

Un premier essai d'adaptation des données en ETM des sols avait été construit avec la base de données BDETM (Caudeville *et al.*, 2017). Plus récemment, PLAINE a intégré les données

ETM et HAP issues de la base de données RMQS (Loannidou *et al.*, 2018). Ainsi, pour l'ensemble des polluants ETM, la classe d'âge des 2 à 7 ans est systématiquement la plus à risque. Les voies d'exposition prépondérantes correspondent, selon les régions, à l'ingestion d'eau de consommation et de sol (pour le plomb), de fruits et légumes (pour le cadmium) et à l'inhalation (pour le nickel). L'importance des comportements d'autoconsommation, comme facteur d'exposition à un polluant, a été mise en évidence (Ineris, 2014).

Dans le cadre d'un stage de master 2 en 2021, les nouvelles données spatialisées des HAP dans les sols (*cf. section 3.4*) ont été intégrées au modèle PLAINE pour poursuivre les travaux de Loannidou *et al.* (2018). Dans ces travaux, seules les teneurs en benzo(a)pyrène avaient été intégrées au modèle. Cependant, la distribution spatiale du BaP seul ne mettait pas en évidence le gradient Nord-Sud ni le couloir rhodanien que l'on observe pour la somme des HAP (*Figure 9*). De plus, le nombre de valeurs inférieures à la limite de détection pour le BaP rendait la spatialisation difficile et la carte obtenue montrait alors une large majorité des teneurs dans les sols proches de zéro. Les risques totaux obtenus étaient alors influencés majoritairement par les teneurs en HAP dans l'air et les HAP dans les sols n'avaient que peu d'influence. Les risques finaux calculés intégrant la somme des HAP sous la forme d'un équivalent toxique présentent une nouvelle distribution spatiale fortement influencée par celle des sols avec un risque plus important au nord de la France.

Tous ces travaux justifient ainsi l'intérêt de collecter des données de contamination des sols à l'échelle nationale afin d'évaluer les risques sanitaires pour les populations et les inégalités environnementales. Enfin, ces résultats pourraient permettre aux acteurs nationaux et régionaux de mettre en place des politiques différenciées en fonction du contexte : sensibilisation des populations, prévention des risques, formation des personnels soignants et acteurs de la santé publique, sensibilisation des acteurs de l'aménagement du territoire et de l'agriculture. Ces problématiques locales doivent être considérées dans la mise en place d'une agriculture locale par exemple.

4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les bases de données sur la qualité des sols mises en place par le GIS Sol ont permis la capitalisation d'une multitude d'informations et leur stockage de manière sécurisée a permis leur diffusion à la fois dans le cadre de travaux de recherche mais aussi pour un public plus large (ex : projets locaux d'aménagement). Dans le cadre des politiques publiques de santé, ces bases de données sont essentielles pour évaluer les risques induits par les contaminants dans les sols, en particulier les éléments traces métalliques ou les polluants organiques persistants, que ce soit dans les sols agricoles (RMQS, BDETM) ou les milieux urbains (BDSolU). Les différents exemples

évoqués exposent la diversité des applications possibles et l'intérêt d'utiliser les bases de données de qualité des sols pour traiter des notions de risques pour l'homme et les écosystèmes et croiser les champs de compétences (aménagement du territoire, épidémiologie). Cependant, la complexité du comportement des contaminants dans l'environnement et de leur transfert nécessite la connaissance des limites inhérentes à ces données sur les sols et les évaluations des risques qui en découlent. En effet, la notion de biodisponibilité des éléments est à prendre en considération pour éviter une surestimation des risques. Des analyses d'extractibilité des ETM peuvent constituer un moyen de se rapprocher de la fraction biodisponible, tout comme l'utilisation d'équations de pédo-transfert mais les incertitudes liées à ces estimations doivent être clairement établies. L'utilisation de ces données doit être faite au regard des avancées scientifiques et des connaissances sur la relation entre contamination des sols et santé humaine. Elles permettent néanmoins des approches prospectives à l'échelle nationale indispensables aux réflexions des politiques publiques.

Dans des contextes de gestion du territoire, ces bases de données sur les sols apportent également une vision globale et mutualisée de la qualité des sols et peuvent être considérées comme des références pour la France. Ainsi, par exemple, dans le cadre des études de l'impact des activités potentiellement polluantes (en fonctionnement ou historique) sur leur environnement en vue d'identifier les situations où des actions de remédiation sont nécessaires, les bases de données développées s'avèrent très précieuses, offrant des informations de qualité, accessibles et impartiales. Elles sont aussi pertinentes pour orienter finement les terres excavées vers des sites où elles seront valorisées, en particulier au cours des grands projets d'aménagement où les enjeux sanitaires et environnementaux, mais aussi économiques, sont importants. Dans un monde subissant des changements globaux, les sols sont au cœur des enjeux planétaires notamment de la sécurité alimentaire, de l'atténuation du changement climatique, de la préservation de la biodiversité ou de la santé humaine. Les connaissances et la préservation des sols sont ainsi indispensables dans la mise en place d'une gestion globale de la santé, liant santé des écosystèmes et santé humaine, avancée par le concept « One Health ».

Les bases de données sur les sols vont alors prendre une place centrale dans la capitalisation et l'acquisition de nouvelles données sur les polluants « émergents » (microplastiques, PFAS, pesticides, médicaments...), tout en s'adaptant aux innovations des techniques analytiques et des technologiques numériques (interopérabilité des données). Cependant, la connaissance de l'existence de ces données par les acteurs de la santé est encore peu répandue. Des projets valorisant la mise à disposition de données environnementales pour les acteurs de la santé comme le Green Data for Health (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2022) mais aussi des projets

de recherche multi-acteurs sur l'exposome sont essentiels pour mieux comprendre les relations sol-santé, prévenir et gérer les risques, actuels et futurs.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2018). Qualité du sol - Recommandations pour la détermination des valeurs de fond NF EN ISO 19258, Septembre 2018.
- Adriano D.C. (2001). Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. 867.
- Anses (2019). Avis et rapports de l'ANSES relatifs à l'exposition au cadmium (CAS n°7440-43-9).
- Anses (2018). Exposition au cadmium. Propositions de niveaux en cadmium dans les matières fertilisantes et supports de culture permettant de maîtriser la pollution des sols agricoles et la contamination des productions végétales d'expertise collective. Rapport d'expertise collective. Saisine 2015-SA-0140. 291.
- Anses (2017). Exposition des consommateurs des Antilles au chlordécone, résultats de l'étude Kannari.
- Anses (2011a). Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) Tome 1 - Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines et phyto-estrogènes. Anses, Agence Nationale de sécurité Sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du Travail. 2006-SA-03, 346.
- Anses (2011b). Avis ANSES relatif à la révision des teneurs maximales en cadmium des denrées alimentaires destinées à l'homme. Saisine n°2011-SA-0194.
- Arrouays D., Jolivet C., Boulonne L., Bodineau G., Ratié C., Saby N., Grolleau E. (2003). Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS). Etude Gest. des Sols, Assoc. Française pour l'Etude des Sols 10, 241-250.
- Arrouays D., Jolivet C., Boulonne L., Bodineau G., Saby N.P.A., Grolleau E. (2002). A New Initiative in France: A Multi-Institutional Soil Quality Monitoring Network. Comptes Rendus l'Academie d'Agriculture Fr. 88, 93-103.
- Belbèze S., Djemil M., Béranger S., Stochetti A. (2019). Détermination de FPG - Fonds Pêdo-Géochimiques Anthropisés urbains. Agglomération pilote : TOULOUSE METROPOLE. Rapport final. BRGM/RP-69502-FR.
- Brevik E.C., Sauer T.J. (2015). The past, present, and future of soils and human health studies. SOIL 1, 35-46. <https://doi.org/10.5194/soil-1-35-2015>
- BRGM (2022a). Site internet BDSolU [WWW Document]. URL <http://www.bdsolu.fr/>
- BRGM (2022b). Site internet Terres Excavées InfoTerre [WWW Document].
- Brunet J., Branchu P., Eychène C., Belbèze S., Guyonnet D. (2023). L'offre du GIS Sol aux politiques d'aménagement urbain. Etude et Gestion des Sols. Vol. 30. Pages 195-206. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/02/EGS_2023_30_Brunet_195-206.pdf
- Brus D.J. (2014). Statistical sampling approaches for soil monitoring. Eur. J. Soil Sci. 65, 779-791. <https://doi.org/10.1111/ejss.12176>
- Brus D.J., Saby N.P.A. (2016). Approximating the variance of estimated means for systematic random sampling, illustrated with data of the French Soil Monitoring Network. Geoderma 279, 77-86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.016>
- Carne G., Leconte S., Sirot V., Breyse N., Badot P.M., Bispo A., Deportes I.Z., Dumat C., Rivière G., Crépet A. (2021). Mass balance approach to assess the impact of cadmium decrease in mineral phosphate fertilizers on health risk: The case-study of French agricultural soils. Sci. Total Environ. 760, 143374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143374>
- Caudeville J., Bonnard R., Boudet C., Denys S., Govaert G., Cicolella A. (2012). Development of a spatial stochastic multimedia exposure model to assess population exposure at a regional scale. Sci. Total Environ. 432, 297-308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.001>
- Caudeville J., Ioannidou D., Boulvert E., Bonnard R. (2017). Évaluation des risques cumulatifs en Lorraine : un cadre de travail pour caractériser les inégalités environnementales. Rapp. Sci. INERIS 2016-2017, 42-43.
- Commission Européenne (2016). Règlement du Parlement Européen et du Conseil établissant les règles relatives à la mise à disposition sur le marché des fertilisants porteurs du marquage CE et modifiant les règlements (CE) n° 1069/2009 et (CE) n° 1107/2009.
- Coussy S., Dubrac N., Rouvreau L. (2020). Guide de caractérisation des terres excavées dans le cadre de leur valorisation hors site dans des projets d'aménagement et en technique routière pour des projets d'infrastructure linéaire de transport - Cas des terres excavées issues de sites et sols pot.
- CRIGE (2014). BD Ocsol PACA Base de données régionale d'occupation des sols <https://www.crige-paca.org/projets/bd-ocsol-paca/>
- Denys S., Caboche J., Tack K., Rychen G., Wrang J., Cave M., Jondreville C., Feidt C. (2012). *In vivo* validation of the Unified Barge Method to assess the bioaccessibility of arsenic, antimony, cadmium, and lead in soils. Environ. Sci. Technol. 45, 6252-6260.
- Deslais, W., Baize, D., 1997. Étude des éléments traces dans les sols agricoles français. Un programme ADEME/INRA. Journées Techniques, Juin 1997, Paris, France
- Dor F., Denys S., Daniau C., Bellenfant G., Zeghnoun K., Dabin C., Nedellec V., Mosquero L., Floch-Barneaud A., Mathieu A. (2009). Exposition des enfants par ingestion de sol et de poussières contaminés : quels choix pour les évaluations de risque ? *in*: Rencontres Nationales de La Recherche Sur Les Sites et Sols Pollués, Oct 2009, Paris, France.
- Droissart-Long A. (2017). Caractérisation de l'état des milieux sols, eaux et végétaux dans l'environnement des installations industrielles - Utilisation de l'Environnement local témoin (No. INERIS-DRC-15-151883-01265 B).
- European Environment Agency (1995). Corine Land Cover [WWW Document]. URL <https://www.eea.europa.eu/publications/CORO-landcover>
- European Food Safety Authority, E., (2009). Cadmium in food - Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. EFSA J. 7. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2009.980>
- European Food Safety Authority E. (2012). Cadmium dietary exposure in the European population. EFSA J. 10, 2551. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2551>
- Eychène C. (2019). Communication dans le cadre du projet GeoBaPa conduit par Soltracing., *in*: Soltracing.
- Froger C., Saby N.P.A., Jolivet C.C., Boulonne L., Caria G., Freulon X., De Fouquet C., Roussel H., Marot F., Bispo A. (2021). Spatial variations, origins, and risk assessments of polycyclic aromatic hydrocarbons in French soils. Soil 7, 161-178. <https://doi.org/10.5194/soil-7-161-2021>
- Gabrieli J., Vallenga P., Cozzi G., Gabrieli P., Gambaro A., Sigl M., Decet F., Schwikowski M., Gäggeler H., Boutron C., Cescon P., Barbante C. (2010). Post 17th-century changes of european pah emissions recorded in high-altitude alpine snow and ice. Environ. Sci. Technol. 44, 3260-3266. <https://doi.org/10.1021/es903365s>
- Gevao B., Semple K.T., Jones K.C. (2000). Bound pesticide residues in soils: a review. Environ. Pollut. 108, 3-14. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00197-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00197-9)
- Girard M.-C., Walter C., Rémy J.-C., Berthelin J., Morel J.-L. (2011). Sols et environnement. Dunod.
- Grand Paris Express (2022). Société du Grand Paris [WWW Document]. URL <https://www.societedugrandparis.fr/>
- Grant C. (2011). Influence of phosphate fertilizer on cadmium in agricultural soils and crops. Pedologist 54, 143-155.
- Haute Autorité de Santé (2020). Dépistage, prise en charge et suivi des personnes potentiellement surexposées à l'arsenic inorganique du fait de leur lieu de résidence - Méthode Recommandations pour la pratique clinique.
- Ineris (2014). Les inégalités environnementales sur les territoires 44.
- INRAE (2020). One Health, une seule santé pour la Terre, les animaux et les Hommes.
- INSEE (2021). Nomenclature d'activités française [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/information/2406147>
- Ioannidou D., Malherbe L., Beauchamp M., Saby N.P.A., Bonnard R., Caudeville J. (2018). Characterization of environmental health inequalities due to polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in France. Int. J. Environ. Res. Public Health 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122680>

- ISO 17924 (2019). Soil quality — Assessment of human exposure from ingestion of soil and soil material — Procedure for the estimation of the human bioaccessibility/bioavailability of metals in soil.
- Jolivet C., Almeida-Falcon J.-L., Berché P., Boulonne L., Fontaine M., Gouny L., Lehmann S., Maître B., Ratié C., Schellenberger E., Soler-Dominguez N. (2018). Manuel du Réseau de mesures de la qualité des sols. RMQS2 : deuxième campagne métropolitaine, 2016 - 2027, Version 3, INRA, US 1106 InfoSol, Orléans, France.
- Lambert R., Grant C., Sauvé S. (2007). Cadmium and zinc in soil solution extracts following the application of phosphate fertilizers. *Sci. Total Environ.* 378, 293-305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.02.008>
- Légifrance (2014). LOI n° 2014-366 du 24 mars 2014 pour l'accès au logement et un urbanisme rénové [WWW Document]. URL <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000028772256/>
- Maliszewska-Kordybach B. (1996). Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Appl. Geochemistry* 11, 121-127. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00076-3](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00076-3)
- McLaughlin M.J., Zhao F. (2020). Managing cadmium in agricultural systems. *Adv. Agron.* <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.10.004>
- Meersmans J., Martin M.P., De Ridder F., Lacarce E., Wetterlind J., De Baets S., Le Bas C., Louis B.P., Orton T.G., Bispo A., Arrouays D. (2012). A novel soil organic C model using climate, soil type and management data at the national scale in France. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 873-888. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0085-x>
- Ministère de l'économie et des finances (2022). Fonds pour le recyclage des friches [WWW Document]. URL <https://www.economie.gouv.fr/plan-de-relance/mesures/fonds-recyclage-friches>
- Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer (2017). Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués.
- Ministère de la Santé et de la Prévention (2022). Deuxième plan national Santé-environnement (PNSE2) - 2009 - 2013 [WWW Document]. URL <https://solidarites-sante.gouv.fr/ministere/documentation-et-publications-officielles/rapports/sante/article/deuxieme-plan-national-sante-environnement-pnse2-2009-2013>
- Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires (2022a). Démarche établissements sensibles [WWW Document]. URL <http://ssp-infoterre.brgm.fr/page/demarche-etablissements-sensibles>
- Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires (2022b). Diagnostic du site [WWW Document]. URL <http://ssp-infoterre.brgm.fr/diagnostic-site>
- Ministère de la Transition écologique et solidaire (2022). Green Data for Health [WWW Document]. URL <https://gd4h.ecologie.gouv.fr/>
- Ministère de la Transition écologique et solidaire (2020). Guides de valorisation hors site des terres excavées dans des projets d'aménagement. [WWW Document]. URL <http://ssp-infoterre.brgm.fr/guide-valorisation-hors-site-terres-excavees>
- Ministère de la Transition écologique et solidaire (2019). Les polluants organiques persistants (POP) [WWW Document]. URL <https://www.ecologie-solidaire.gouv.fr/polluants-organiques-persistants-pop> (accessed 11.28.19).
- Paustenbach D.J. (2000). The practice of exposure assessment: a state-of-the-art review. *J. Toxicol. Environ. Health. B. Crit. Rev.* 3, 179-291. <https://doi.org/10.1080/10937400050045264>
- Pelfrène, A., (2016). Bioaccessibilité des polluants métalliques: Apport à l'évaluation de l'exposition des populations vivant sur des sites contaminés. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches de l'Université de Lille - Sciences et Technologies, 154.
- Pelfrène A., Sahmer K., Waterlot C., Glorennec P., Douay F., Le Bot B. (2020). Evaluation of single-extraction methods to estimate the oral bioaccessibility of metal(loid)s in soils. *Sci. Total Environ.* 727, 138553. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138553>
- Phillips L.J., Moya J. (2014). Exposure factors resources: Contrasting EPA's exposure factors handbook with international sources. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 24, 233-243.
- Ratié C., Richer-de-Forges A., Berché, P., Boulonne L., Toutain B., Saby N., Chenu J.-P., Laloua D., Ortolland B., Tientcheu E., Soler-Dominguez N., Jolivet C., Arrouays D. (2010). Le Conservatoire des Sols : La mémoire des sols de France Étude et Gestion des Sols, 17 (3), p. 263-273, 2010. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_17_3_EGS_17_3_4_web_Ratie.pdf
- Römkens P., De Vries W., Kros H. (2017). Dynamic Cadmium balances in arable soils and grassland soils in the EU : impact of revision of fertiliser regulation on accumulation rates and levels of Cd in soils - preliminary results as of June 14, 2017. *Wageningen Environ. Res.*
- Ruby M. V., Lowney Y.W., Bunge A.L., Roberts S.M., Gomez-Eyles J.L., Ghosh U., Kissel J.C., Tomlinson P., Menzie C. (2016). Oral Bioavailability, Bioaccessibility, and Dermal Absorption of PAHs from Soil - State of the Science. *Environ. Sci. Technol.* 50, 2151-2164. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04110>
- Saby N., Bertouy B., Boulonne L., Bispo A., Ratié C., Jolivet C. (2020). Statistiques sommaires issues du RMQS sur les données agronomiques et en éléments traces des sols français de 0 à 50 cm. <https://doi.org/doi:10.15454/BNCXYB>
- Saby N., Bertouy B., Boulonne L., Toutain B., Caria G., Jolivet C. (2019). Summary statistics of Permanent Organic Pollutants concentration in French topsoils. <https://doi.org/doi:10.15454/LQVMNN>
- Saby N., Villanneau E., Toutain B., Arrouays D.A. (2018). Seuils de détection d'anomalies pour une série d'éléments traces métalliques (RMQS). <https://doi.org/doi:10.15454/UEZXYB>
- Saby N.P.A., Marchant B.P., Lark R.M., Jolivet C.C., Arrouays D., (2011). Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma* 162, 303-311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.001>
- SANDRE (2022). Portail national d'accès aux référentiels sur l'eau [WWW Document]. URL <https://www.sandre.eaufrance.fr/>
- Santé Publique France (2021). Imprégnation de la population française par le cadmium. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016.
- Semple K.T., Morris A.W.J., Paton G.I. (2003). Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 809-818. <https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0564.x>
- Shackelford W.M., Keith L.H. (1976). Frequency of Organic Compounds Identified in Water. Washington DC.
- Six L., Smolders E. (2014). Future trends in soil cadmium concentration under current cadmium fluxes to European agricultural soils. *Sci. Total Environ.* 485-486, 319-328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.109>
- Soltracing (2022). Le projet GeoBaPa [WWW Document]. URL <https://soltracing.fr/geobapa>
- Sterckeman T., Gossiaux L., Guimont S., Sirguey C., Lin Z. (2018). Cadmium mass balance in French soils under annual crops: Scenarios for the next century. *Sci. Total Environ.* 639, 1440-1452. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.225>
- Villanneau E., Saby N., Jolivet C., Marot F., Maton D., Floch-Barneaud A., Antoni V., Arrouays D. (2008). Détection de valeurs anormales d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. *Etude et Gestion des Sols* 15, 183-202.
- Villanneau E.J., Saby N.P.A., Orton T.G., Jolivet C.C., Boulonne L., Caria G., Barriuso E., Bispo A., Briand O., Arrouays D. (2013). First evidence of large-scale PAH trends in French soils. *Environ. Chem. Lett.* 11, 99-104. <https://doi.org/10.1007/s10311-013-0401-y>
- WHO (2019). Environmental Health Inequalities in Europe. Second assessment report., Copenhagen, WHO Regional Office for Europe.
- Yoon H., Yoo S.-K., Seo J., Kim T., Kim P., Kim P.-J., Park J., Heo J., Yang W. (2020). Development of General Exposure Factors for Risk Assessment in Korean Children. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph17061988>