



SOLS URBAINS, ENVIRONNEMENT ET SANTÉ

Repenser les usages

Ronald Charvet, Christian Mougin
et Élisabeth Rémy, coord.

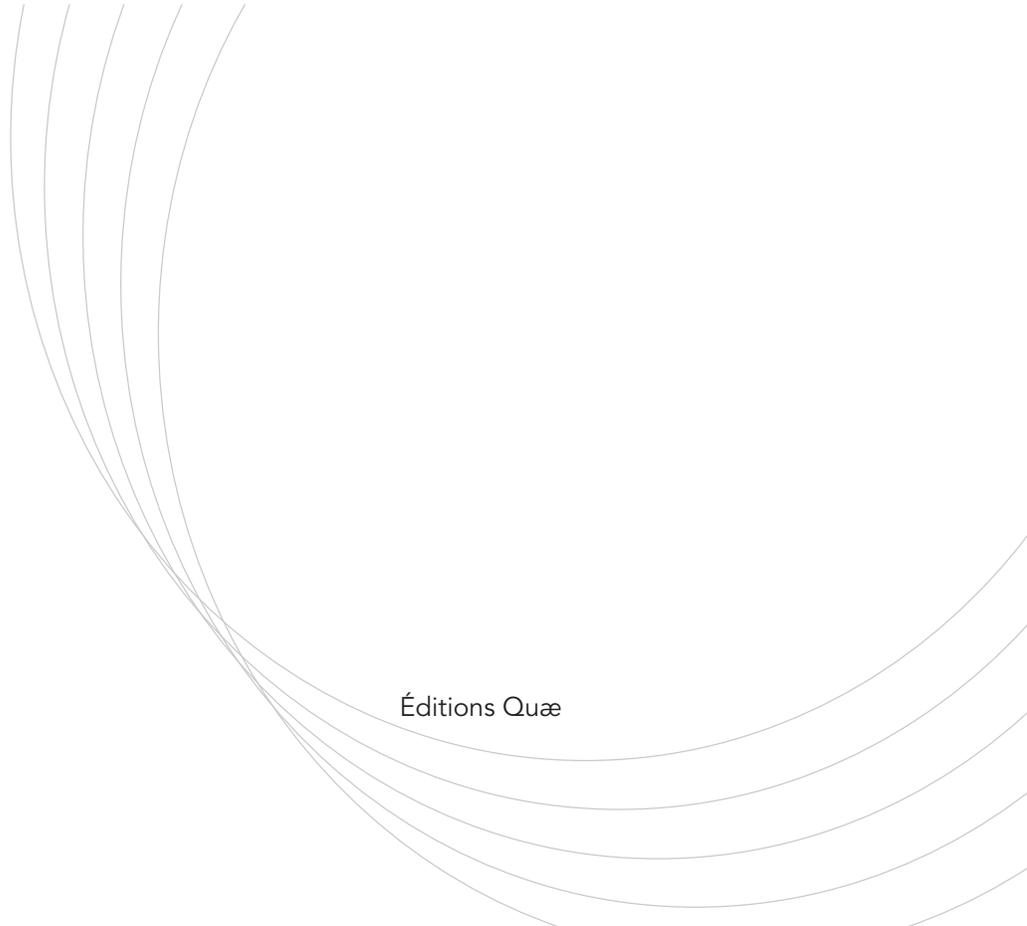
éditions
Quæ

Sols urbains, environnement et santé

Repenser les usages

Ronald Charvet, Christian Mougin et Élisabeth Rémy, coord.

Éditions Quæ



La thématique des sols et de l'urbanisme aux éditions Quæ

Les sols urbains sont-ils cultivables ?

(collection Matière à débattre et décider)

C. Mougin, F. Douay, M. Canavese, T. Lebeau, E. Rémy, coordinateurs,
228 p., 2020

Sols artificialisés. Déterminants, impacts et leviers d'action

(collection Matière à débattre et décider)

M. Desrousseaux, B. Béchet, Y. Le Bissonnais, A. Ruas, B. Schmitt, coordinateurs,
182 p., 2019

Les sols. Intégrer leur multifonctionnalité pour une gestion durable

(collection Savoir faire)

A. Bispo, C. Guellier, É. Martin, J. Sapijanskas, H. Soubelet, C. Chenu, coordinateurs,
384 p., 2016

La ville durable, du politique au scientifique

(collection Indisciplines)

N. Mathieu, Y. Guermond, éditeurs, 286 p., 2011

80 clés pour comprendre les sols

(2^e édition, collection Clés pour comprendre)

J. Balesdent, É. Dambrine, J.-C. Fardeau, auteurs, 160 p., 2023

Pour citer cet ouvrage :

Charvet R., Mougin C. et Rémy É. (coord.), 2024. *Sols urbains, environnement et santé : repenser les usages*, Versailles, éditions Quæ, 316 p.

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex, France

www.quae.com – www.quae-open.cm

© éditions Quæ, 2024

ISBN papier : 978-2-7592-3684-8 – ISBN PDF : 978-2-7592-3685-5

ISBN epub : 978-2-7592-3686-2

Avant-propos

La transition écologique et l'adaptation au changement climatique imposent aux collectivités de repenser l'aménagement des villes. Si celles-ci sont, pour une large part, responsables du problème, elles peuvent aussi contribuer à faire émerger les solutions : des centres urbains plus denses, mais aussi capables de se reconstruire sur eux-mêmes pour limiter l'expansion de villes, plus végétalisés afin de répondre aux aspirations des habitants. Les transformations en cours et l'impulsion des politiques publiques de la ville de Paris, comme le plan local d'urbanisme bioclimatique – qui va dessiner le nouveau visage de la capitale à l'horizon 2030 – et le plan Climat 2024-2030, permettent d'appréhender ce que sera la ville de demain. Nous vivons dans une ville plus sobre, résiliente et privilégiant la rénovation et les constructions bas carbone, une ville plus respectueuse de l'environnement qui préserve la nature et la biodiversité, mais aussi une ville mieux adaptée au changement climatique.

Nous le voyons bien, le sol dans les centres urbains, souvent anthropisés et/ou artificialisés, retrouve un rôle central dans les aménagements. La ville de Paris, comme beaucoup d'autres collectivités, œuvre pour permettre une gestion raisonnée de cette ressource en veillant à garantir l'ensemble des aspects sanitaires.

Nous le savons, le sol urbain est souvent pollué depuis l'ère industrielle et l'implantation d'établissements ou d'usages sensibles (potagers et récréatifs) nécessite des approches rigoureuses de diagnostic et d'évaluation des risques. Ces démarches doivent être affinées, repensées pour que ces aménagements ne génèrent pas de surexposition des populations et répondent ainsi aux enjeux environnementaux et sanitaires, comme le montre cet ouvrage collectif.

La végétalisation des villes et le déploiement d'une trame brune favorable à la biodiversité sont une politique d'aménagement bien plus complexe qu'il n'y paraît. Pour faire face aux défis de cette nouvelle vision de la ville, il est nécessaire de maintenir et de développer les nombreux partenariats déjà noués avec la recherche et de mobiliser des compétences variées (associant des gestionnaires, aménageurs, services de l'état, citoyens, etc.) pour mettre en place des pratiques d'aménagement et de gestion consolidées. La ville de Paris s'est dotée avec la direction de la transition écologique et du climat (DTEC) et la direction de la santé publique (DSP) de moyens nouveaux pour appréhender ces problématiques nouvelles. Direction transversale par essence, la DTEC a établi dès sa création une cellule d'interface avec le monde de la recherche et notamment avec le groupe régional d'études sur le climat (GREC) francilien. La question des sols et des matières organiques est l'un des premiers objets d'études concrètes qu'ont défini ensemble les chercheurs et les experts de la Ville.

Il nous faut régulièrement composer avec des conflits d'usages et des défis techniques. Bien souvent, le sol urbain ne peut pas être un support de culture alimentaire, qu'il suffirait d'amender avec tous nos déchets, comme si ces derniers étaient sans

conséquences sur la qualité de ces sols. Nous avons besoin d'un sol sain pour garantir la santé globale de tous les écosystèmes. Cela implique de poser un diagnostic objectif sur la qualité réelle des sols urbains pour y implanter les usages les plus adaptés tout en répondant aux attentes des habitants.

Le sol urbain, trop longtemps méconnu et négligé, redevient alors un domaine d'opportunités qu'il est nécessaire d'appréhender comme l'un des piliers de la santé globale. Nous espérons que cet ouvrage contribuera à la réflexion collective sur cet enjeu essentiel.

*François Croquette,
directeur de la Direction de la transition écologique et du climat
à la ville de Paris*

Préface

Le sol un objet complexe, plus encore dans le cas des sols urbains, car ils sont à la croisée de divers usages, enjeux et processus. Les sols urbains relient différents humains, non-humains et éléments de biotope et d'environnement.

Edgar Morin (2005) nous rappelle que le terme « complexité » vient de *complexus* qui signifie « ce qui est tissé ensemble », dans un enchevêtrement d'entrelacements (*plexus*). Les mots d'Edgar Morin sont saisissants : « Quand je parle de complexité, je me réfère au sens latin élémentaire du mot “complexus”, “ce qui est tissé ensemble”. Les constituants sont différents, mais il faut voir comme dans une tapisserie la figure d'ensemble. Le vrai problème (de réforme de pensée) c'est que nous avons trop bien appris à séparer. Il vaut mieux apprendre à relier... La connaissance doit avoir aujourd'hui des instruments, des concepts fondamentaux qui permettront de relier. » (Edgar Morin, 2005).

Face à cet objet complexe que sont les sols urbains et à ses problématiques toutes aussi complexes, il y a donc besoin de connecter des disciplines scientifiques, de relier des champs de compétences. Nous avons besoin d'expertises connectées qui arrivent à dialoguer pour relier de manière systémique et trouver des solutions synergiques et sans angles morts.

On ne peut plus répondre à cette complexité des problèmes des sols urbains par la simplification des solutions et des outils, la spécialisation des champs de compétences. Le taylorisme, c'est-à-dire la spécialisation des activités et des champs de compétences pour accroître leurs productivités et leurs précisions n'est plus pertinent car les angles morts sont tellement décuplés que l'exactitude et la pertinence des champs de compétences autarciques sont atteintes.

C'est au prix de ces nouvelles connexions entre différentes sciences et porteurs de connaissances que nous pourrions atteindre le développement durable et éviter des solutions qui génèrent ou accroissent d'autres facettes du problème traité. L'exemple de la problématique de l'agriculture contemporaine illustre bien ce besoin de (re)connecter les sciences et expertises pour penser le développement durable : aujourd'hui, quand on dépense un dollar pour produire des aliments, on doit payer un dollar pour réparer les préjudices à la biodiversité planétaire et payer un dollar de plus pour tenter de réparer les préjudices causés à la santé humaine (Lucas *et al.*, 2023).

Nous avons besoin d'embrasser la complexité de l'objet sol urbain et pour cela nous devons commencer à faire dialoguer les connaissances et les connecter. C'est tout l'objet de cet excellent ouvrage qui regroupe plusieurs disciplines scientifiques et domaines d'expertises pour amorcer leurs connexions, ou montrer dans certains chapitres comment ces connexions permettent de repenser les problèmes et la gestion des sols urbains.

*Mourad Hannachi,
chargé de recherche, UMR SADAPT- INRAE, AgroParisTech, Université Paris-Saclay*

Références bibliographiques

Lucas E., Guo M., Guillén-Gosálbez G., 2023. Low-carbon diets can reduce global ecological and health costs, *Nature Food*, 1-13.

Morin E., 2005. *Introduction à la pensée complexe*. Paris, Éd. du Seuil, 158 p. (coll. Points/Essais n° 534).

Tous les sites mentionnés dans l'ouvrage ont été consultés au cours de l'année 2023.

Sommaire

Avant-propos	3
Préface	5
Remerciements	9
Introduction	10
PARTIE I	
POLLUTION DES SOLS	15
Introduction	
Les sols et leur histoire : entre connaissances et incertitudes	17
1. Contamination diffuse des sols agricoles et urbains : état des connaissances et données disponibles	19
2. Les études historiques dans le contexte des sites et sols pollués	47
3. Santé et historique des sols en Belgique	54
4. Secteur d'information sur les sols (SIS) : le droit civil au renfort du droit de l'environnement	69
5. Développement d'un indice spatialisé de pollution potentielle en éléments traces métalliques des sols urbains en Île-de-France	76
PARTIE II	
JUSQU'OUÙ PEUT-ON ASSAINIR LA VILLE ?	91
Introduction	
Les épandages et amendements : histoire et impacts sur les sols et territoires	93
6. Valoriser les boues d'épuration en France depuis les années 1970 : acteurs et limites du rebouclage métabolique	95
7. Quelles trajectoires pour les sols dégradés périurbains ?	109
8. Gestion des produits résiduaux organiques générés sur le territoire parisien et leur impact sur la qualité des sols	126
9. Recyclage des matières organiques : oui, mais jusqu'où ?	146
PARTIE III	
USAGES DES SOLS, TRANSFERTS DES POLLUANTS ET SANTÉ	151
Introduction	
Sols et santé : des liens multiples, un impératif de prévention	153
10. Pollution des sols et dégradation de la qualité de l'air intérieur	155

11. Risques et gestion des sols urbains pour les usages récréatifs et la culture potagère	168
12. Eau potable et santé : une difficile évaluation des risques sanitaires	189
13. Les contaminants chimiques des denrées d'origine animale produites en zone périurbaine	204
14. Impacts de l'herbicide glyphosate dans un contexte de santé globale	219
15. Impacts des fongicides utilisés dans l'environnement sur la santé humaine	225
16. Sols et parasites : le cas de l'ascaris à travers les âges	231
PARTIE IV	
LES SEUILS ET USAGES POUR UNE VILLE PLUS SAINTE	249
Introduction	
La gestion des sols pour une ville plus saine	251
17. La santé des sols au centre de la nouvelle stratégie de l'Union européenne	252
18. L'élaboration de valeurs repères sur les sols (péri)urbains : entre partage de connaissances et production d'ignorances	256
19. Guide pour aménager un jardin collectif en Île-de-France	270
20. Valorisation de l'ortie en contexte de phytomanagement des sols pollués	274
21. Les démarches de valorisation hors site des terres excavées en projets d'aménagement	289
Conclusion	303
Liste des sigles	309
Liste des auteurs	313

Remerciements

L'idée de cet ouvrage est née à la suite d'une journée d'échanges le 11 octobre 2022 à l'Académie du climat coorganisée par INRAE¹, la FIRE² et la ville de Paris³ sur le thème « Sols et santé : quels usages pour les territoires (péri-)urbains et ruraux ? ».

Devant l'intérêt et les questionnements soulevés, il nous est apparu intéressant de mettre en lumière et de prolonger ces échanges pour développer cette thématique pluridisciplinaire « Sols et santé ». Ces dernières années, des réseaux de collègues, partenaires et usagers nous ont permis d'évoluer dans des collectifs de recherche stimulants et nous leur témoignons toute notre gratitude.

Les coordinateurs souhaitent remercier les éditions Quæ qui ont encouragé la réalisation de ce projet de publication, en particulier Véronique Véto, ainsi que Jérémie Salinger et Anne-Lise Prodel pour leur aide précieuse à la réalisation de cet ouvrage.

Nous adressons également tous nos remerciements aux soutiens qui ont permis la publication de cet ouvrage, notamment la FIRE, C-BASC⁴ et la Direction de la transition écologique et du climat de la ville de Paris.

Cet ouvrage n'a pas la prétention d'aborder de manière exhaustive ce vaste sujet mais a plutôt pris le parti de faire intervenir des auteurs sur des points de débats, d'actualité, d'initiatives ou d'innovations tout en essayant de donner au lecteur une vision globale des impacts de la pollution des sols en lien avec les enjeux socio-économiques et/ou politiques.

Des enseignants, juristes, historiens, ingénieurs, techniciens et des chercheurs de nombreuses disciplines, issus des sciences biotechniques et humaines, se sont investis dans ce projet. Les coordinateurs souhaitent exprimer à chaque auteur leurs plus sincères remerciements, pour la qualité de leur travail, leur implication et leur volonté de rendre accessible au plus grand nombre des travaux et/ou des réflexions souvent très techniques dans le but d'éclairer ou de faire vivre le débat.

Une première version de cet ouvrage a été relue par deux relecteurs anonymes choisis par les éditions Quæ. Nous les remercions sincèrement pour leur lecture vigilante qui a beaucoup apporté à l'amélioration du manuscrit.

1. Institut national de recherche en agriculture, alimentation et environnement.

2. Fédération Île-de-France de recherche sur l'environnement.

3. Direction de la transition écologique et du climat.

4. Centre d'études interdisciplinaires sur la biodiversité, l'agroécologie, la société et le climat.

Introduction

Christian Mougin, Ronald Charvet, Élisabeth Rémy

Recycler la ville sur la ville, une idée qui paraît séduisante. Cependant, alors que certaines villes, sous l'impulsion d'ingénieurs et de politiques réinvestissent les friches, prônent une économie circulaire des déchets et développent des jardins collectifs ou encore des cours « oasis », il est apparu nécessaire de prendre du recul sur ces projets d'aménagements urbains et ces nouveaux usages. Cet ouvrage propose dans ce cadre de nombreuses pistes de réflexion. Il a également pour ambition d'illustrer le rôle majeur que jouent les sols sur la qualité de l'ensemble des milieux et donc sur la santé globale (*One Health*).

Le concept de *One Health* est apparu au début des années 2000. Il a fait suite à la recrudescence et à l'émergence de maladies infectieuses, en raison notamment de la mondialisation des échanges commerciaux. Il repose sur un principe simple, selon lequel la protection de la santé de l'Homme passe par celle de l'animal et de leurs interactions avec l'environnement. La santé animale, végétale, la santé de l'environnement et celle des humains sont donc intimement liées. Le concept a ensuite été étendu à l'antibiorésistance, puis de façon générale concerne aujourd'hui les pollutions chimiques. La santé de notre environnement apporte une vision élargie de *One Health* ou santé globale, que certains appellent désormais *Eco Health*.

Constituant la couche superficielle des surfaces continentales de la Terre, les sols sont le siège de multiples fonctions vitales pour l'environnement et les sociétés humaines. À l'interface des autres compartiments, ou milieux, que sont les eaux, l'air, le vivant, les sols rendent un certain nombre de services répondant à des besoins humains qui concernent la santé, la sécurité alimentaire ou les relations sociales. Ces services que l'on qualifie d'écosystémiques sont regroupés en quatre grandes catégories : les services de support, d'approvisionnement, de régulation et les services culturels. Le concept récent de santé des sols (bien que parfois controversé par certains scientifiques en raison du fait que les sols ne sont pas des organismes) remplace ces milieux au sein des approches de santé globale. Pourtant, les sols, ces ressources non renouvelables qui constituent un patrimoine, sont exposés à de multiples menaces.

Parmi les menaces qui pèsent sur les sols, on pourra notamment citer l'érosion, le compactage et le tassement, l'imperméabilisation, la perte de matière organique et bien entendu la contamination chimique. Cette dernière, qui peut être d'origine endogène (roche mère) ou anthropique, peut alors être caractérisée de pollution lorsqu'elle peut produire des effets délétères sur une cible biologique, quelle qu'elle soit. Ces pollutions peuvent être classées en deux types. Ponctuelles, elles correspondent à des rejets localisés (décharges, déversements accidentels, fuites de cuve...), plus ou moins abondants, souvent faciles à identifier en raison du faible nombre de composés

chimiques impliqués. Elles sont souvent d'origine accidentelle, et gérables par des moyens de contention à la source ou la mise en place d'actions de dépollution. Diffuses, les pollutions concernent de grandes surfaces de sols (dépôts atmosphériques, épandages...). Elles se caractérisent par de faibles concentrations de composés souvent en mélanges difficiles à identifier, et donc à maîtriser. Il existe différentes sources de pollution, mais les activités industrielles passées et/ou actuelles et les usages agricoles en sont probablement les principales. En France, le portail Géorisques¹ recense les sites et les sols dont la pollution est avérée ou suspectée. D'autres structures, comme le Gis Sol², ont dressé des cartes de contamination des sols français. Néanmoins, la connaissance des sols reste fragmentaire, comme le rappellent les historiens intervenant dans cet ouvrage.

Les polluants présentent une grande variété de nature et de structure. Outre les métaux, les sols accumulent une grande variété de molécules organiques, leurs produits de transformation d'origine biologique et/ou physico-chimique, des agents biologiques pathogènes, des microplastiques, voire de substances radioactives.

Parmi ces molécules organiques, la présence des polluants organiques persistants (POP) tels que les dioxines, les polychlorobiphényles (PCB) ou les substances per- et polyfluoroalkylés (PFAS), des produits phytosanitaires (pesticides, fongicides...) ou des pesticides sont au cœur de l'actualité.

La première partie de cet ouvrage dressera ainsi un état des lieux des connaissances sur la qualité des sols (péri)urbains et des héritages liés à leurs usages passés. Les sols urbains, maintes fois remaniés, construits/déconstruits, abandonnés/restaurés, ont en effet une longue histoire. De précédents travaux (Mougin, 2020) et ceux rassemblés dans cet ouvrage collectif révèlent combien il est fondamental de comprendre le rôle joué par les sociétés qui se sont succédé et qui ont contribué à façonner les sols actuels.

Dans de nombreux projets d'aménagement urbain est évoquée l'idée de « re-naturer » des sites (souvent des délaissés urbains, des friches), de « re-qualifier » la nature, ou encore de cultiver les sols (péri)urbains et de créer des espaces récréatifs (Dubost, 1994 ; Brondeau, 2017). La connaissance partielle de la qualité des sols (péri)urbains et les suppositions que l'on fait sur leur histoire et leurs usages passés induisent une manière de les envisager. Si la référence temporelle est effectivement essentielle pour appréhender l'état du sol et engager des diagnostics pertinents, jusqu'à quand doit-on remonter dans le temps ? En effet, nous savons que des usages très anciens ont dégradé la qualité des sols engendrant des pollutions ou la présence de parasites, par exemple, qui peuvent encore aujourd'hui être une source d'inquiétude sur le plan sanitaire.

Les travaux de Scott Frickel et James R. Elliott (2018) sur quatre villes des États-Unis théorisent la notion de *churning* et confirment le brassage des usages sur un même site urbain ; on y retrouve de l'usage agricole, industriel, artisanal et tous les usages

1. <https://www.georisques.gouv.fr/risques/sites-et-sols-pollues/donnees#/>

2. Groupement d'intérêt scientifique Sol – www.gissol.fr/

annexes souvent illicites (dépôts illégaux de déchets [ménagers et/ou industriels], brûlage notamment de ferrailles...) sur la plupart des sites étudiés et dont on a perdu la mémoire. Rejoignant cette analyse, nous insistons sur le fait que les premiers impacts qui ont souillé ces sols, parfois de manière délétère, peuvent être très anciens et durables et laisser des traces par-dessus lesquelles de nouveaux usages et de nouvelles souillures s'accumulent. Cette notion permet aussi d'insister sur le fait que les usages des sols ne se font pas selon un *turnover* linéaire et facilement descriptible. Bien souvent, différents usages se côtoient, officiels ou non, et la trace de l'un peut être grossièrement effacée pour laisser la place à l'autre, ce qui rejoint la notion de dynamique des sols des géohistoriens et archéologues (Beck *et al.*, 2015). Se pose aussi la question de la mémoire de ces connaissances et de leur accessibilité pour le grand public.

Dans la deuxième partie, les pollutions générées par les activités humaines industrielles, agricoles et domestiques qui se dispersent dans l'environnement *via* les sols seront considérées. Ces pollutions sont alors susceptibles d'impacter les denrées végétales et animales à la base de l'alimentation des animaux et de l'Homme. Une partie des polluants va également être transférée vers les eaux de surface et souterraines (souvent à l'origine des eaux destinées à la consommation), puis vers les mers et l'océan. D'autres se volatilisent, ou repassent dans l'atmosphère sous forme d'aérosols pour éventuellement se redéposer, ou dégrader la qualité de l'air. Cependant, la part majeure des polluants pénètre dans le sol, où ils vont être plus ou moins dégradés, transformés, lixiviés; certains peuvent même rester bloqués, avec un risque sur le long terme. En milieu périurbain, les sources de polluants concernent souvent les anciennes activités industrielles ou artisanales, mais aussi la valorisation de produits résiduaux issus de l'assainissement des eaux usées urbaines tels que les boues d'épuration, pensée comme une bonne solution mais qui a fini par poser problème. Des parallèles sont à mener avec la qualité de certains composts urbains promus actuellement afin d'éviter que cette histoire peu vertueuse ne se répète.

Au cours des trente à quarante dernières années, des réglementations ont notamment permis de prévenir des pollutions futures et mettre en sécurité les sites pollués récemment découverts. Cependant, il existe encore des incertitudes sur la compatibilité d'anciens aménagements réalisés sur des sites pollués, comme le souligne la commission d'enquête du Sénat³ ou comme cela a été montré lors des campagnes de diagnostics dans les établissements sensibles bâtis sur d'anciens sites BASIAS⁴. En parallèle, de nombreux sites industriels lourdement pollués ont été assainis afin de permettre leur réhabilitation et ainsi limiter leur impact sur l'environnement. Aujourd'hui, la question de la compatibilité des sols avec les usages est mieux prise en compte dans les projets d'aménagement avec comme cadre la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués de 2007, révisée en 2017. Cependant, la qualité de certains sols doit faire l'objet d'une attention particulière. La création de jardins urbains pour la

3. <https://www.senat.fr/rap/r19-700-1/r19-700-1-syn.pdf>

4. Base de données des anciens sites industriels et activités de services.

production légumière ou pour la détente, ainsi que le développement de « l'agriculture urbaine » mettent en avant la question de l'aptitude de ces sols pour ces usages. Ces sols, parfois remaniés, dont l'histoire reste peu connue, peuvent avoir été pollués durant des décennies par différents types de composés chimiques, persistants car peu dégradables, et potentiellement dotés d'activité biologique. L'Homme peut être ainsi exposé, sans forcément le savoir, à des sols anciennement pollués. L'évaluation de son exposition chimique pose encore actuellement de nombreuses questions, et de nombreux programmes de recherche sont lancés sur le sujet.

Les impacts sur la santé seront ainsi discutés dans la troisième partie où il sera abordé les démarches de diagnostics des établissements sensibles construits sur des sols potentiellement pollués, permettant d'identifier ou de prévenir une dégradation de la qualité de l'eau potable ou de l'air intérieur. Même si ces expertises permettent aussi la vérification de la compatibilité des lieux avec les usages récréatifs ou potagers en milieu urbain, elles se heurtent parfois à des difficultés d'interprétation par manque de repères ou de seuils de gestion. Les effets de ces pollutions sur la santé sont souvent très délicats à évaluer, l'exemple décrit dans cette partie sur la présence de produits phytosanitaires dans les sols, puis dans les eaux montre bien la nécessité de changer de paradigme sur l'information du public et sur les outils à développer pour être en capacité de faire le lien entre les polluants et les pathologies. L'exemple du glyphosate montre qu'une réflexion doit également être menée sur les procédures d'évaluation de mise sur le marché de certains produits pour mieux appréhender leur impact sur l'environnement et la santé. Nous verrons également que l'utilisation de certains composés peut conduire à l'apparition d'infections fongiques de souches résistantes aux traitements, et que la présence et l'impact des parasites dans les sols ne doivent pas être sous-estimés.

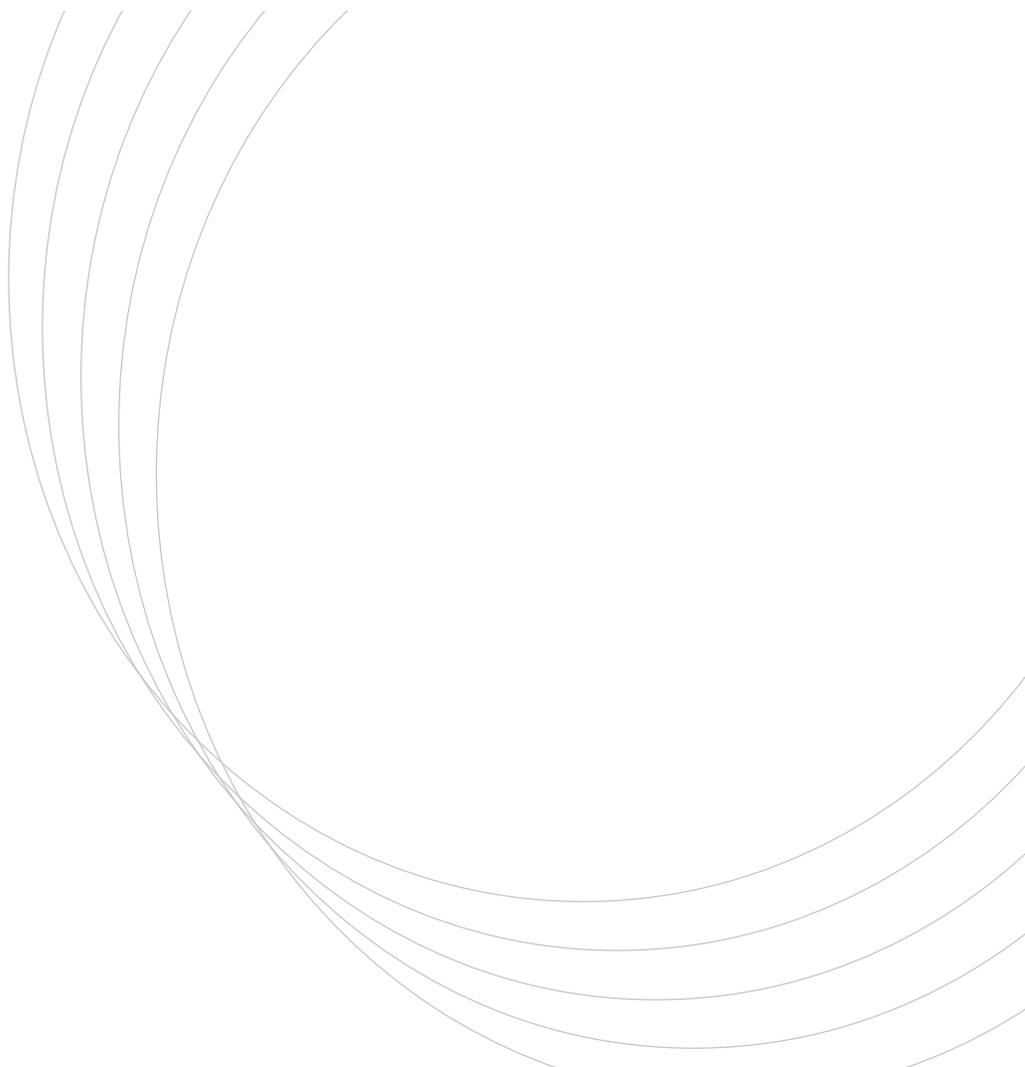
Face à ces constats et prises de conscience, cet ouvrage cherche à donner des exemples d'évolutions de normes/guides/pratiques (de l'échelle européenne à l'échelle locale) pour prévenir les risques liés à la pollution des sols. Actuellement, et contrairement à l'eau, au milieu marin, ainsi qu'à l'air, les sols ne sont que très peu soumis à la réglementation. La nouvelle stratégie de l'Union européenne en faveur des sols viendra, nous l'espérons, combler ce manque, même si la santé semble moins mise en avant, l'attention étant portée sur la surveillance. Par ailleurs, il reste indispensable de favoriser la coopération de l'ensemble des acteurs concernés par l'aménagement des villes, l'écotoxicologie et la santé de l'Homme, ainsi que les citoyens, afin de mettre en place des actions concertées et de favoriser l'information et la co-construction pour un meilleur usage des sols vers une ville saine et durable.

Références bibliographiques

- Beck C., Guizard F., Heude J., 2015. Sols en mouvement, *Revue du Nord*, coll. Art et Archéologie, hors-série 23, 162 p.
- Brondeau F., 2017. Cultiver la ville, de la diversité des pratiques et des formes d'appropriation citoyennes, *Géographie et cultures*, 101, L'Harmattan, 145 p.
- Dubost F., 1994. *Vert patrimoine : La constitution d'un nouveau domaine patrimonial*. Paris, Éditions de la Maison des sciences de l'homme, cahier 8, 172 p. (coll. Ethnologie de la France, Regards sur le patrimoine).
- Frickel S., Elliott J. R., 2018. *Sites Unseen: Uncovering Hidden Hazards in American Cities*. New York, Russel Sage Foundation, 176 p.
- Mougin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy É., 2020. *Les sols urbains sont-ils cultivables?* Versailles, éditions Quæ.

PARTIE I

Pollution des sols



Introduction

Les sols et leur histoire : entre connaissances et incertitudes

Marine Canavese

L'acquisition de données sur les sites et sols pollués et la manière dont elles doivent être valorisées sont l'un des enjeux pour une meilleure connaissance des sols urbains. Dès les années 1980, lorsque l'ANRED¹ (ancêtre de l'actuelle Ademe²) commande à un géographe une méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, la question de la future accessibilité des données est posée. La France est alors dans une démarche d'inventaires nationaux et d'identification de « points noirs paysagers et environnementaux³ » initiée par le ministère de l'Environnement. Ces inventaires s'inscrivent dans la même démarche que la métrologie pour l'air et l'eau : une manière de montrer une implication de l'État et de s'aligner sur les voisins européens. Mais, depuis l'arrêté du 17 octobre 1994 relatif à « l'informatisation de l'inventaire national des sites et sols pollués au ministère de l'Environnement », qui sanctuarise le principe d'inventaires et tend à le systématiser, il y a eu de nombreuses évolutions dans la diffusion de ces données : notamment le souhait d'avoir de meilleurs outils pour les aménageurs (par exemple, cartographier les données à la parcelle avec une meilleure localisation), et une interrogation en matière de santé et d'environnement : quelle est la place de l'expertise citoyenne dans la récolte de ces données ? De quelle manière les habitants peuvent-ils s'en servir pour une meilleure connaissance de leur environnement ?

Derrière la création de bases de données, la question de la mémoire de ces sols se pose. De nombreux travaux montrent des ponts entre l'expertise universitaire et les services d'État (citons les travaux du BRGM⁴ pour le développement de l'inventaire historique urbain à l'échelle de la métropole lyonnaise⁵). Il y a aujourd'hui un enjeu collectif dans la gestion des sites et sols pollués à faire dialoguer les différents services de l'État et des collectivités qui mobilisent la mémoire des sols, avec l'expertise universitaire, dans l'exploitation notamment des archives administratives, mais aussi dans la prise en compte des archives orales, des connaissances territoriales de longue date des habitants, du travail d'archives, par exemple, de jardiniers et jardinières.

1. Agence nationale pour la récupération et l'élimination des déchets.

2. Agence de la transition écologique.

3. Source : Ogé F., 1999. Les recherches sur les sites potentiellement pollués en région Rhône-Alpes / *Research on potentially polluted sites in the Rhône-Alpes region*, *Revue de géographie de Lyon*, 74 (3), Industrie et environnement, 217-223.

4. Bureau de recherches géologiques et minières.

5. Source : <https://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-55078-FR.pdf>

Dans cette partie, nous avons demandé à différents auteurs et autrices d'apporter des éléments de réponse à ces interrogations.

Le premier chapitre (Bispo *et al.*) fait un état des connaissances et des données disponibles concernant la contamination diffuse des sols agricoles et urbains en s'appuyant sur les données du Groupement d'intérêt scientifique Sol (Gis Sol).

Nous avons également sollicité un éclairage méthodologique (Thierry Blondel) sur la manière de réaliser un diagnostic historique dans un contexte de sites et sols pollués. D'où l'idée d'une expertise historique, et un budget dédié, en amont des travaux d'aménagement qui permet à long terme de réduire les coûts de dépollution d'un site.

Le chapitre suivant (François Antoine et Sylvie Lefebvre) nous permet de poser un regard européen sur la gestion des sols comme patrimoine, avec le cas belge et ses spécificités telles que le morcellement de la mémoire historique des sols dans différentes bases de données, et l'intérêt que l'histoire académique peut avoir dans l'harmonisation de ces données. La reconversion de friches urbaines et industrielles, très en vogue actuellement, réactualise la question de la transmission de l'information liée à la pollution des sols.

Une mise au point sur le sol et le droit est également nécessaire. Seront ainsi explicités les atouts et limites autour des secteurs d'information sur les sols (SIS) (Maylis Desrousseaux et Cécile Cessac).

Enfin, le chapitre corédigé par des agents du CEREMA⁶ (Mathilde Basuyau, Laure Chabalière et Philippe Branchu) permet de présenter un outil en cours de développement sur l'utilisation de données disponibles relatives à certaines pollutions à l'échelle de l'Île-de-France.

Ces retours d'expérience participent à une réflexion commune sur la mutualisation des données existantes.

L'accessibilité au grand public pose finalement la question de la prise en compte des sols dans une démarche d'aménagement, mais aussi dans une volonté collective de meilleure connaissance des sols et d'enjeu de santé environnementale.

6. Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement.

1. Contamination diffuse des sols agricoles et urbains : état des connaissances et données disponibles

Claire Froger, Nicolas P. A. Saby, Jean-François Brunet, Dominique Guyonnet, Antonio Bispo

Introduction

La santé des sols, celle des écosystèmes et des êtres humains sont intimement liées. Les activités humaines passées ou actuelles ont pu affecter la qualité de nos sols limitant ainsi leurs usages. Parmi ces impacts, la pollution est reconnue en Europe et en Eurasie comme la troisième des plus grandes menaces sur les sols (FAO et UNEP¹, 2021).

En France, le Groupement d'intérêt scientifique Sol (Gis Sol) a été créé en 2001 afin de constituer et gérer un système d'information sur les sols de France et de répondre à des demandes des pouvoirs publics et de la société au niveau local et national (Arrouays *et al.*, 2022). Cette création s'inscrit dans le mouvement d'intégration de la protection des sols dans les programmes de protection de l'environnement en Europe (Commission européenne, 2002). Il regroupe plusieurs instances publiques ou gouvernementales : le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, le ministère de la Transition écologique, l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), l'Agence de la transition écologique (Ademe), l'Institut de recherche pour le développement (IRD), l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN), l'Office français de la biodiversité (OFB) et le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM).

Les missions du Gis Sol sont de concevoir et coordonner l'inventaire géographique des sols, les différents programmes de suivi des propriétés et qualités des sols, ainsi que la gestion de ces données. Il est également en charge de la valorisation de ces données en cohérence avec les programmes européens menés par le Bureau européen des sols, la Commission européenne et l'Agence européenne de l'environnement (AEE). Les différents travaux du Gis Sol sont principalement coordonnés et suivis par l'unité Info&Sols d'INRAE Val-de-Loire (Orléans), où a également été construit en 2013

1. Union nationale des entreprises du paysage.

le Conservatoire européen des échantillons de sols (CEES) afin d'accueillir, préparer, gérer et stocker les échantillons de sols issus de différents programmes nationaux et européens d'inventaire et de surveillance de la qualité des sols.

Plusieurs bases de données provenant des réseaux, tels que le réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) (Arrouays *et al.*, 2003), ont ainsi été constituées et permettent d'avoir des informations sur la contamination organique et inorganique des sols (Froger *et al.*, 2023b). Dans ce chapitre, nous présentons ces bases de données nationales accessibles et les paramètres mesurés, ainsi que les différents résultats acquis depuis plus de vingt ans traitant des contaminants, organiques et inorganiques, mais aussi une sélection de travaux de recherches permettant d'interpréter ces données sur l'état des sols et les impacts possibles sur la santé humaine.

Les bases de données disponibles sur la qualité chimique des sols

■ Les données du Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS)

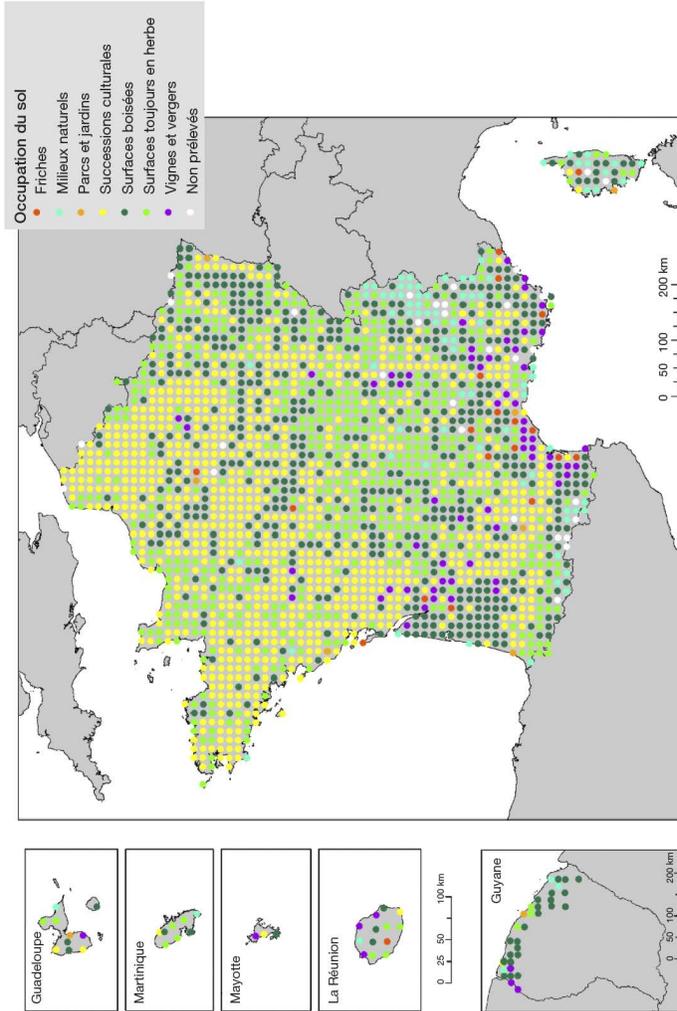
Description du RMQS

Le programme national 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 carrée de 16 km de côté (Arrouays *et al.*, 2003 ; 2002) (figure 1.1). Ce type de stratégie 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, elle 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 x 16 km fut, quant à elle, définie de façon à couvrir 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 rotatif² (Brus, 2014) facilitant la production de manière précoce des sorties sur l'état et les possibles évolutions de différentes propriétés des sols.

Le protocole d'échantillonnage a été développé et validé par les équipes d'Info&Sols (Jolivet *et al.*, 2018). Des échantillons de sol sont prélevés à différentes profondeurs, sur une surface de 400 m², une fosse pédologique est également creusée dans le but d'obtenir une description détaillée du sol par un pédologue présent sur le terrain. Les échantillons composites des sites de prélèvement sont ensuite stockés au Conservatoire européen des échantillons des sols après séchage à 30 °C, tamisage et quartage selon une méthode normalisée (Arrouays *et al.*, 2003 ; Jolivet *et al.*, 2018).

2. Consistant à échantillonner un panel de 200 sites répartis dans l'espace géographique parmi les 2240 recensés chaque année et de manière à couvrir l'ensemble des sites à la fin de la campagne.

Figure 1.1. Répartition des 2 240 sites du RMQS



Source : Jollivet et al. (2018)

La première campagne du RMQS s'est déroulée sur la période de 2000 à 2015 (jusqu'en 2009 en métropole), en intégrant des mesures de paramètres agronomiques mais aussi l'analyse de plusieurs contaminants (éléments traces métalliques [ETM], polluants organiques persistants [POP], pesticides organochlorés...), cette première campagne étant axée sur la contamination des sols. Les résultats ont été valorisés par le Gis Sol notamment à travers un rapport sur l'état des sols français (Gis Sol, 2011). De nombreuses publications, cartes et rapports sont également disponibles sur le site web du Gis Sol³.

Les données agronomiques et physico-chimiques

Différentes analyses physico-chimiques sont conduites sur les échantillons par le laboratoire d'analyse des sols d'INRAE (LAS, Arras) (tableau 1.1). Les données des analyses effectuées sur les échantillons composites de surface (0-30 cm) et de subsurface (30-50 cm) sont disponibles sur le dataverse du Gis Sol (Institut national de la recherche agronomique *et al.*, 2021).

Tableau 1.1. Analyses physico-chimiques des échantillons du RMQS par le laboratoire d'analyse des sols (LAS, Arras)

Menu analytique pour les sols du RMQS
Teneur en eau résiduelle à 105 °C (méthode gravimétrique interne) - g/kg
Granulométrie 5 fractions sans décarbonatation (NF X 31-107) - g/kg
Calcaire (CaCO ₃) total, carbone (C) organique, azote (N) total (NF ISO 10693, NF ISO 10694 ou NF ISO 14235, NF ISO 13878) - g/kg
pH eau (NF ISO 10390)
pH KCl N (NF ISO 10390)
pH (CaCl ₂) 0,01 mol/l (NF ISO 10390)
Phosphore (P ₂ O ₅) - méthode Joret-Hébert (NF X 31-161) - g/kg
Phosphore (P ₂ O ₅) - méthode Olsen (NF ISO 11263) - g/kg
Extraction au chlorure de cobaltihexamine (NF ISO 23470)
Capacité d'échange cationique cobaltihexamine (spectrocolorimétrie) (NF ISO 23470) - cmol+/kg
Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al échangeables à la cobaltihexamine (ICP-AES/EAF) (NF ISO 23470) - cmol+/kg
Bore (B) soluble à l'eau bouillante (méth. INRA) - mg/kg
Extraction selon la méthode Tamm en obscurité (méth. INRA)
Si, Al, Fe méthode Tamm en obscurité (ICP-AES) (méth. INRA) - g/100 g

3. <http://www.gissol.fr/publications>

Les analyses des contaminants

De nombreux contaminants ont été mesurés dans les échantillons du RMQS prélevés lors de la première campagne de mesures, comme résumé dans le tableau 1.2. Les ETM ont été mesurés pour les échantillons de surface et subsurface, tandis que les analyses de polluants organiques, d'arsenic (As) et de mercure (Hg) ont été effectuées uniquement sur les échantillons de surface.

Tableau 1.2. Description des mesures de contaminants effectuées sur le 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) Subsurface (30-50 cm)
As, Hg	Teneurs totales	RMQS1 (tous les sites)	Surface (0-30 cm)
Cd, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn	Teneurs extractibles (EDTA)	RMQS1 (tous les sites)	Surface (0-30 cm) Subsurface (30-50 cm)
PCB, 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)
Pesticides (111 molécules)	48 fongicides 36 herbicides (dont le glyphosate) 25 insecticides/acaricides 2 safebers	Phytosol (48 sites)	Surface (0-30 cm)

Des tableaux statistiques sont disponibles en ligne pour les substances dont les mesures sont assez nombreuses pour produire des statistiques considérées comme fiables⁴, ainsi que pour les ETM (Saby *et al.*, 2020), les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Saby *et al.*, 2019a). 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 avait pour objectif de fournir des cartes informant sur les «teneurs habituelles» dans les sols français, correspondant au cumul du fond «pédogéochimique» et des contaminations diffuses issues des

4. <https://traitementinfosol.pages.mia.inra.fr/statistiquesrmqs/>

activités humaines (on parle aussi de fond pédogéochimique anthropisé [FPGA]). Les différentes cartes produites sont disponibles en ligne et téléchargeables sous forme de raster⁵. Les prédictions spatiales à une résolution de 1000 m des teneurs totales de 9 ETM y sont notamment disponibles.

Des exemples de tableaux et de cartes sont présentés ci-après.

■ La base de données des éléments traces métalliques (BDETM)

Pour 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 sont déterminées (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) 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 à enjeu environnemental (nitrate). D'autres analyses sont parfois également réalisées, liées à la caractérisation agropédologique 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 1990 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 et gère aujourd'hui cette base de données nommée 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'études ou chambres d'agriculture), des services instructeurs (directions départementales des territoires – DDT) ou des organismes de suivis (chambres d'agriculture, services d'assistance technique aux exploitants des stations d'épuration – SATESE).

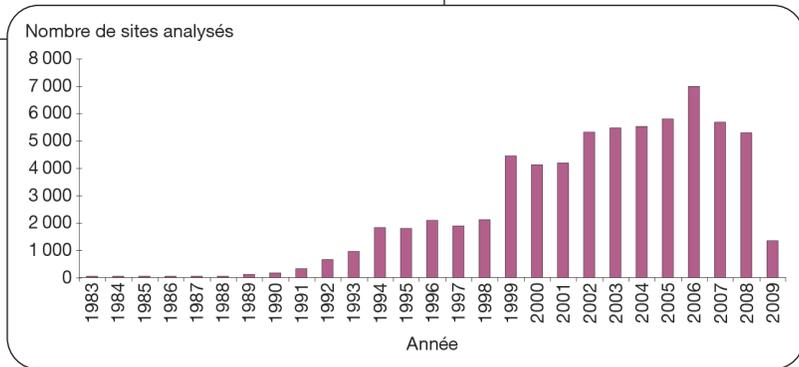
La BDETM contient également des informations sur les prélèvements (localisation géographique, date de prélèvement, organisme responsable de l'étude préalable à l'épandage...) ainsi que sur les analyses (laboratoire, méthode utilisée). La principale hétérogénéité des données récoltées concerne les méthodes analytiques employées par les différents laboratoires pour la détermination des teneurs en ETM, principalement 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.

5. <https://data.inrae.fr/dataverse/gissol>

Les données du programme ASPITET⁶ (Baize, 1997 ; 2000) ont été intégrées au sein de la BDETM. Ces analyses proviennent de 382 sites distincts en France (sols cultivés et forestiers), dans une quarantaine de départements. Cependant, ils sont irrégulièrement répartis sur le territoire national, situés surtout dans la moitié nord du pays et principalement dans le Bassin parisien, au sens large.

La BDETM compte aujourd'hui plus de 73 400 sites référencés, avec un nombre croissant de données collectées depuis les années 1990 (figure 1.2). De plus, des analyses effectuées dans le cadre d'études scientifiques ont été collectées afin d'alimenter la base de données.

Figure 1.2. Nombre total de sites collectés dans la BDETM de 1983 à 2009



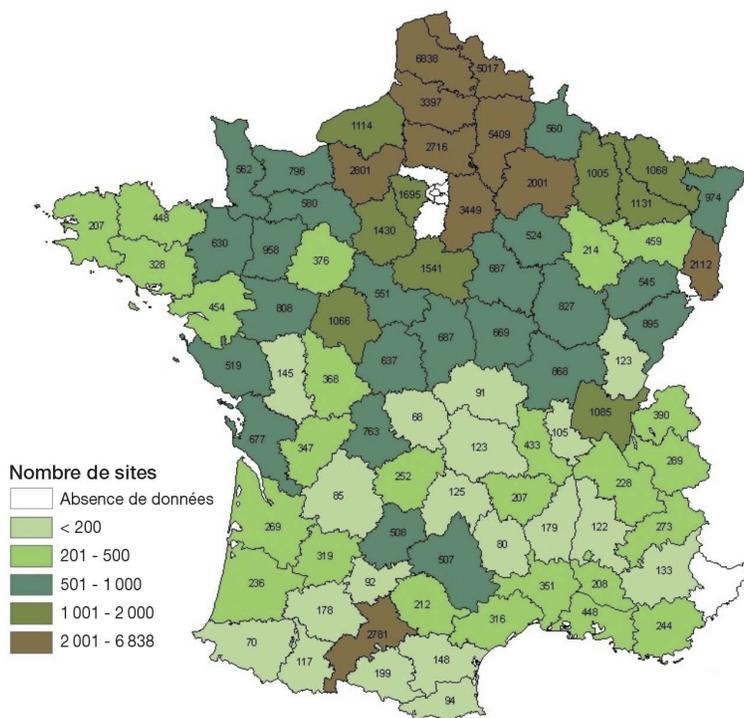
Source : Ademe-INRA

Une grande disparité dans la répartition géographique des sites collectés s'observe à l'échelle du territoire (figure 1.3), elle est principalement liée 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 tout bureau d'études désirant confronter un résultat d'analyse à différents indicateurs statistiques, en renseignant sur une gamme de variation observée.

6. Apports d'une stratification pédologique à l'interprétation des teneurs en éléments traces.

Figure 1.3. Carte de répartition du nombre de sites référencés dans la BDETM par département



Source : Ademe-INRA

De par leur origine, ces analyses correspondent à des teneurs habituelles des sols agricoles, c'est-à-dire la somme du fond pédogéochimique 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 interpolation spatiale (krigeage). Les résultats de la BDETM ont ainsi été mis à disposition du public, à travers des web services et des datasets (Saby *et al.*, 2019b). 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 pédogéochimiques pour la gestion des sites pollués ou des terres excavées, mais aussi la connaissance de l'état des sols pour la santé et l'aménagement du territoire. Il est donc essentiel de faciliter leur accès, 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.

Une nouvelle campagne de collecte de données a démarré en 2023 et devrait permettre de compléter les informations acquises au-delà de 1999.

■ La base de données des analyses de sols urbains (BDSolU)

Pour déterminer de façon uniforme le fond pédogéochimique anthropisé (FPGA) des grandes villes françaises, le BRGM, avec le soutien de l'Ademe, a lancé depuis 2010 la collecte d'analyses de sols en milieu urbain dans le cadre du projet « Établissements de fonds pédogéochimiques urbains – FGU ». À partir de 2014, la BDSolU a été conçue et développée pour regrouper ces analyses (BRGM, 2023).

L'objectif de ce programme est d'apporter un appui aux décideurs et aux aménageurs qui souhaitent mieux connaître la qualité des sols de leur territoire, notamment quand ils sont confrontés à des friches, donc au diagnostic des sols (potentiellement) pollués, et à la valorisation des terres excavées.

Les substances visées peuvent être des molécules organiques dites persistantes dans le temps (HAP, PCB, dioxines et furanes, et désormais les composés perfluorés ou certains principes actifs pharmaceutiques) ou des métaux (plomb, mercure, chrome, cadmium...) et métalloïdes (arsenic, antimoine...).

Comme dans le cas de la BDETM, le projet FGU ne fait pas appel à un programme spécifique de prélèvements et d'analyses : il repose sur la collecte des données existantes ou en cours d'acquisition produites par les collectivités et les organismes acteurs de la gestion des sols urbains (villes, métropoles, ministère, établissements publics fonciers, bureaux d'études, projets d'aménagement, projets de recherche).

Le premier projet contributeur a été conduit à partir de 2008 par le BRGM pour le ministère chargé de l'environnement et consistait à réaliser, sur l'ensemble du territoire national, des diagnostics préventifs des sols dans les établissements accueillant des enfants ou des adolescents (Section thématique Sites et sols pollués du portail InfoTerre du BRGM, 2023).

Les prélèvements contributeurs ne relèvent pas d'un plan d'échantillonnage dans une maille géographique régulière, dans une période déterminée et selon un protocole établi. En outre, le prélèvement d'échantillons de sols en zone urbaine exclut le plus souvent le respect d'une maille d'échantillonnage régulière, en raison de la présence d'immeubles et de la densité des différents réseaux (voies routières, égouts, distribution d'énergie, télécommunications, transports souterrains). Ces contraintes impliquent d'emblée une très forte hétérogénéité – des lieux de prélèvement, des méthodes de sondage, d'échantillonnage et d'analyse – due aux différents objectifs visés, aux différentes pratiques des intervenants et à l'évolution de ces pratiques dans le temps. De plus, les données ainsi recueillies font le plus souvent partie d'études de

diagnostics de sols en lien avec des activités industrielles, potentiellement polluantes. De ce fait, ces contraintes ne sont pas systématiquement les plus représentatives du fond pédogéochimique recherché.

La BDSolU a donc été prévue pour capitaliser de nombreuses informations permettant de distinguer ces différences. Ainsi, elle décrit les différents lieux de prélèvement à différentes échelles géographiques : registres d'occupation du sol dans la ville (nomenclature OCSOL GE⁷) développés par le Centre régional de l'information géographique en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (CRIGE-PACA) (CRIGE, 2014) sur la base du standard Corine Land Cover (European Environment Agency, 1995) ; activité au niveau de la parcelle avec les codes NAF (nomenclature d'activités française) développés par l'Insee (Insee, 2021) ; environnement proche dans un rayon de quelques dizaines de mètres autour du point de prélèvement ; 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 (local ou composite), de préparation des échantillons sur site (par exemple, le retrait des grossiers), et enfin de préparation et d'analyse au laboratoire ou sur site sont aussi enregistrées. Dans la plupart des cas, ces dernières informations sont codifiées selon les registres développés par le SANDRE⁸ (SANDRE, 2022).

Le BRGM détermine actuellement, à partir des données BDSolU, les valeurs de fonds pédogéochimiques pour quelques villes et agglomérations de France présentant des effectifs suffisants d'analyses représentatives. Les résultats calculés seront mis à disposition du public début 2024 et assortis d'avertissements sur les conditions générales de leur obtention et les limites de leur utilisation.

À terme, la collecte de nouvelles données devrait se poursuivre et la restitution des fonds pédogéochimiques s'étendre au reste du territoire national. Elles permettront la détermination de valeurs de fond sur des zones géographiques choisies par l'utilisateur selon un mode interactif. Depuis 2018, le projet se poursuit en partenariat avec l'unité Info&Sols d'INRAE et eOde, un bureau d'études basé en Suisse, spécialiste des statistiques et de géostatistique, ainsi qu'avec l'appui de l'École des mines de Paris. La BDSolU est aussi devenue un programme du Gis Sol depuis l'adhésion du BRGM au groupement en 2021. Le projet vise la mise au point d'un outil interactif automatisé de traitement des données, notamment par des méthodes géostatistiques et des rendus cartographiques présentant des plages de couleurs représentatives de FPGA. À l'avenir, plusieurs tâches restent donc à mener comme : l'amélioration de la méthode de sélection et de traitement des données ; la détermination des incertitudes de calcul ; et le développement et l'automatisation de calculs d'interpolation et géostatistique.

7. Occupation du sol à grande échelle.

8. Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau.

État de la contamination des sols français

I Statistiques globales

À partir d'un échantillonnage issu d'une grille systématique (comme celle du RMQS), il est possible d'obtenir des distributions statistiques globales, ainsi que des estimations directes et non biaisées des moyennes par grands ensembles ou domaines géographiques (Brus et Saby, 2016).

Un ensemble de tableaux statistiques a été développé et est disponible en ligne⁹ pour une sélection d'éléments comme les ETM (Saby *et al.*, 2019b), les HAP et les dioxines (Saby *et al.*, 2020). À titre d'exemple, deux tableaux présentent respectivement ces distributions, pour trois éléments traces (tableau 1.3) et pour les HAP (tableau 1.4). Pour ces derniers, le nombre de valeurs en dessous du seuil de détection peut atteindre plus de la moitié des mesures. Dans ce cas, le calcul de la moyenne et de la variance n'est plus adapté (Barnett, 2002). Nous avons privilégié la fourniture d'un ensemble de quantiles (1,5,95 %) en remplaçant les valeurs inférieures au seuil par la moitié du seuil de détection (Orton *et al.*, 2012), pour les HAP notamment.

De nouvelles données de contamination ont été acquises récemment, notamment sur les résidus de pesticides. Dans le cadre d'une convention de recherche avec l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses), 47 sols du RMQS sélectionnés parmi les sites des années 2019 et 2020 ont été analysés pour les résidus de pesticides. Au total, 111 substances, majoritairement des substances actives, excepté pour l'acide aminométhylphosphonique ou Ampa (un métabolite du glyphosate), ont été mesurées dans les sols par le laboratoire de physico- et toxico-chimie de l'environnement (LPTC, UMR 5805 EPOC¹⁰, université de Bordeaux). Les résultats de l'étude (figure 1.4) ont été publiés en 2023 (Froger *et al.*, 2023a) et démontrent ainsi la présence de nombreux résidus, jusqu'à 33 substances, dans 98 % des sols, y compris des forêts et prairies non traitées. De plus, certaines substances sont détectées longtemps après leur application sur les parcelles échantillonnées, d'après les registres des agriculteurs, et à des concentrations supérieures à celles attendues.

9. <https://traitementinfosol.pages.mia.inra.fr/statistiquesrmqs/>

10. Environnements et paléoenvironnements océaniques et continentaux.

Tableau 1.3. Paramètres statistiques des teneurs totales en cuivre, cadmium et plomb dans les sols en France

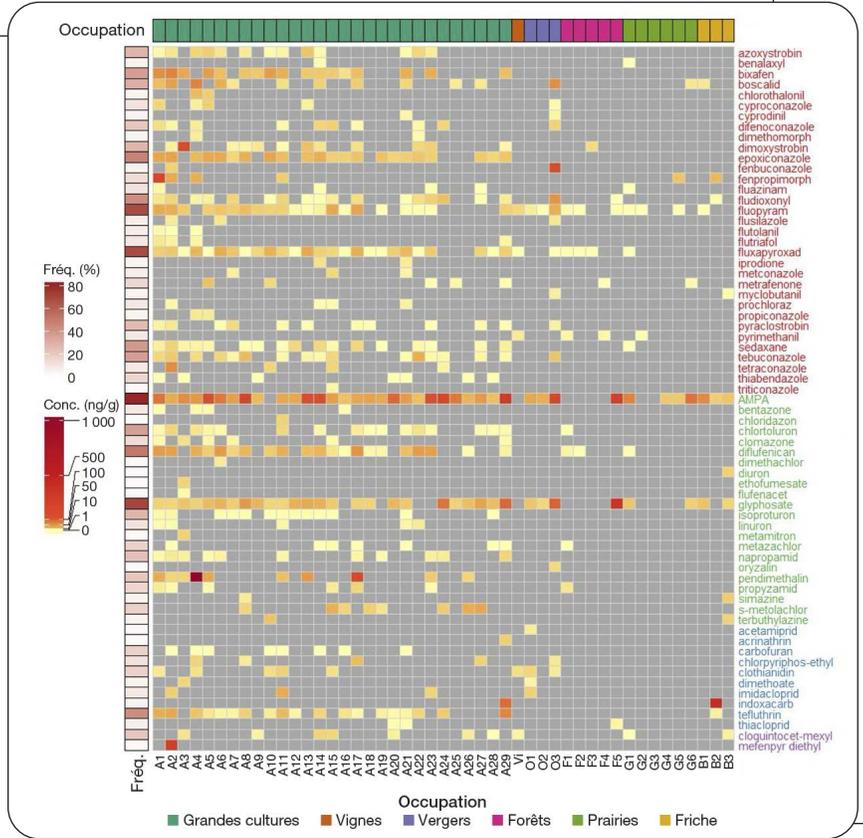
	Profondeur d'échantillonnage (en cm)	Nombre de sites RMQS	Moyenne	Médiane	Minimum	q01	q025	q075	q09	q099	Vibrisse (3)
Cuivre	0-30	2144	20,146	13,9	< 0,5	5,023	8,67	22,3	35,07	125,14	62
Cuivre	30-50	1775	16,549	12,4	< 0,5	4,348	7,705	20	30,3	83,494	56,8
Cadmium	0-30	2144	0,30	0,195	< 0001	0,066	0,12	0,33	0,61	1,78	0,95
Cadmium	30-50	1775	0,18	0,113	< 0001	0,031	0,060	0,20	0,36	1,19	0,61
Plomb	0-30	2144	32,6	27,8	3,06	16,6	21,2	37,5	49,2	126,6	86,3
Plomb	30-50	1775	26,6	23,0	1,75	12,8	17,4	30,4	42,0	86,6	68,6

Tableau 1.4. Statistiques globales des HAP

	Unité	Médiane	Troisième quart.	Centile 99	Max.	Nombre de Valeur Inf. LQ
Naphtalène	mg/kg	0	0	0,05	1,03	2007
Acénaphthylène	mg/kg	0	0	0,09	0,53	2060
Acénaphthène	mg/kg	0	0	0,01	0,16	2095
Fluorène	mg/kg	0	0	0,02	0,25	1902
Phénanthrène	mg/kg	0,01	0,02	0,17	3,47	965
Anthracène	mg/kg	0	0	0,03	0,56	1959
Fluoranthène	mg/kg	0,01	0,03	0,27	6,08	946
Pyrène	mg/kg	0	0,02	0,22	4,37	1145
Benzo(a)anthracène	mg/kg	0	0,01	0,13	2,18	1578
Chrysène	mg/kg	0	0	0,19	4,14	1955
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg	0	0,02	0,17	2,22	1105
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg	0	0,01	0,09	1,46	1314
Benzo(a)pyrène	mg/kg	0	0,01	0,15	1,73	1480
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg	0	0,01	0,12	1,83	1479
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg	0	0	0,06	1,13	1986
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg	0	0	0,14	1,53	1998
TEQ (total_équivalent_toxique_OMS_2005)	mg/kg	0,01	0,02	0,19	2,49	0
Total	mg/kg	0,16	0,22	1,7	31,67	0

Source : <https://traitementinfosol.pages.mia.inra.fr/statistiquesmqds/>

Figure 1.4. Représentation graphique des teneurs en pesticides (au centre) en ng/g dans les différents sols échantillonnés (abscisse) organisés par occupation du sol (en haut) et par type de substances (ordonnées à droite) : fongicides (rouge), herbicides (vert), insecticides ou acaricides (bleu), phytoprotecteurs (violet). La fréquence de détection des substances (en %) est représentée sur l'axe gauche des ordonnées.



Source : Froger *et al.* (2023a)

Statistiques locales

À partir des données BDSolU, il est possible d'obtenir les statistiques de base ainsi qu'une valeur définissant la limite supérieure du fond pédogéochimique urbain (choisi comme étant la vibrisse interne de Tukey [1977]) pour une zone géographique donnée. Les résultats obtenus pour les sols de surface de deux villes A et B sont présentés pour les ETM (plomb et arsenic) et les HAP, respectivement dans les tableaux 1.5 et 1.6.

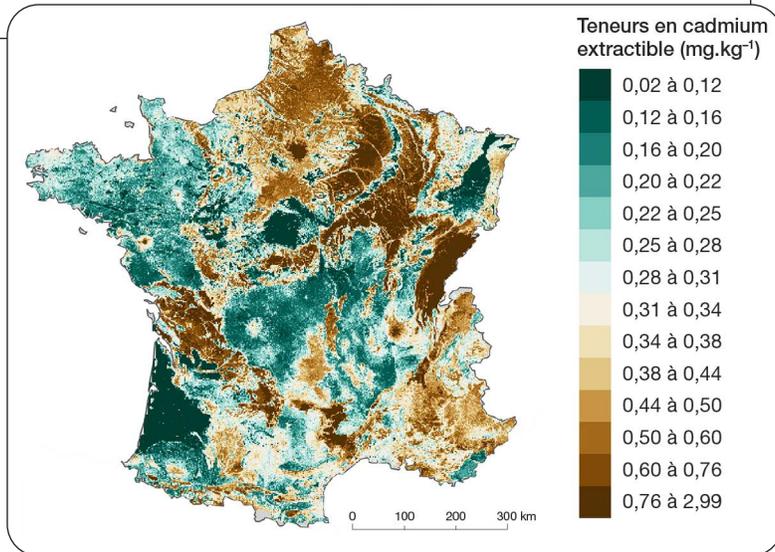
Ces résultats montrent la forte variabilité des concentrations habituelles observées dans les sols urbains des différentes villes, à l'échelle locale de chaque ville, et par rapport aux sols agricoles précédemment décrits, que ce soit pour les éléments traces ou les contaminants organiques comme les HAP.

■ Cartographie des contaminants

ETM : spatialisation et FPGA

Les données obtenues dans les différents programmes du Gis Sol, notamment le RMQS, ont permis la construction de cartes spatialisées à l'échelle du territoire métropolitain¹¹. Des méthodes basées sur la théorie des géostatistiques ont ainsi été utilisées (Webster et Oliver, 2000) ainsi que des techniques de cartographie numérique (McBratney *et al.*, 2003), afin de spatialiser au mieux les teneurs observées sur le territoire (figures 1.5 et 1.6).

Figure 1.5. Teneurs en cadmium extractible des sols de surface (0-30 cm) en France : prédiction



Source : Gis Sol, 2019

11. <https://www.gissol.fr/donnees/cartes>

Tableau 1.5. Paramètres statistiques des teneurs en plomb et arsenic dans les sols urbains de surface (0-30 cm) de deux villes A et B en France (mg/kg)

Ville	Nombre de sites	Moy.	Méd.	Min.	q10	q25	q75	q90	q95	Max.	Vibrisse	
Plomb	A	116	105,0	88,0	7,43	32,0	46,5	140,0	230,0	260,0	445,0	280,0
	B	38	275,0	98,0	7,8	38,7	49,2	213,0	288,0	788,0	3 400,0	458,0
Arsenic	A	116	8,8	9,0	3,0	7,0	7,2	10,0	11,0	12,0	22,0	14,0
	B	38	10,0	9,2	1,2	5,9	7,6	14,0	19,0	20,0	21,0	24,0

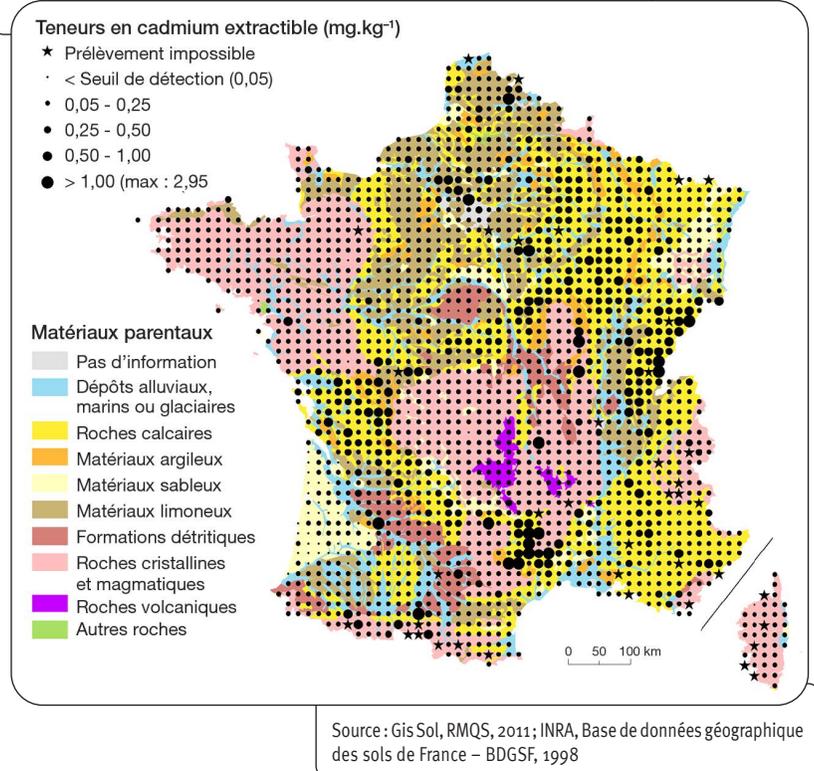
Tableau 1.6. Paramètres statistiques des teneurs en HAP dans les sols urbains de surface (0-30 cm) des villes A (pour 116 sites) et B (pour 38 sites) en France (mg/kg)

	Ville	Moy.	Méd.	Min.	q10	q25	q75	q90	q95	Max.	Vibrisse	Nombre val. \leq LQ	
Naphthalène	A	0,02	0,01	0,01	0,001	0,003	0,01	0,03	0,03	0,03	0,44	0,03	89,00
	B	0,06	0,03	0,01	0,002	0,011	0,05	0,14	0,41	0,41	0,11	0,11	89,00
Acénaphylène	A	0,03	0,01	0,01	0,002	0,006	0,03	0,05	0,08	0,24	0,05	0,05	62,00
	B	0,07	0,03	0,01	0,003	0,011	0,05	0,14	0,47	0,47	0,11	0,11	84,00
Acénaphthène	A	0,01	0,01	0,01	0,001	0,003	0,01	0,02	0,05	0,16	0,02	0,02	88,00
	B	0,09	0,03	0,01	0,002	0,011	0,05	0,15	0,74	0,74	0,11	0,11	86,00
Fluorène	A	0,01	0,01	0,01	0,001	0,003	0,01	0,02	0,06	0,16	0,02	0,02	88,00
	B	0,09	0,03	0,01	0,002	0,011	0,05	0,14	0,75	0,75	0,11	0,11	89,00
Phénanthrène	A	0,18	0,07	0,01	0,030	0,040	0,12	0,26	0,94	2,40	0,24	0,24	8,00
	B	0,22	0,10	0,01	0,011	0,033	0,22	0,82	0,93	1,10	0,49	0,49	36,00
Anthracène	A	0,06	0,02	0,01	0,004	0,011	0,05	0,10	0,19	0,99	0,11	0,11	47,00
	B	0,05	0,03	0,01	0,004	0,013	0,07	0,12	0,13	0,15	0,15	0,15	76,00
Fluoranthène	A	0,48	0,18	0,02	0,08	0,110	0,39	0,80	2,20	5,20	0,81	0,81	1,00
	B	0,46	0,23	0,03	0,05	0,120	0,44	1,20	2,00	2,90	0,93	0,93	10,00

Pyrène	A	0,38	0,16	0,01	0,064	0,089	0,32	0,64	1,80	3,90	0,68	0,00
	B	0,34	0,17	0,03	0,050	0,081	0,33	0,93	1,50	2,40	0,70	13,00
Benzo(a)anthracène	A	0,26	0,11	0,01	0,050	0,066	0,22	0,39	1,10	2,90	0,45	2,00
	B	0,20	0,09	0,01	0,017	0,033	0,20	0,35	1,10	1,20	0,45	28,00
Chrysène	A	0,24	0,11	0,01	0,050	0,071	0,21	0,36	1,10	2,30	0,43	2,00
	B	0,28	0,16	0,02	0,050	0,066	0,32	0,88	1,00	1,30	0,70	23,00
Benzo(b)fluoranthène	A	0,38	0,19	0,01	0,073	0,120	0,34	0,63	1,40	3,50	0,67	0,00
	B	0,31	0,18	0,05	0,050	0,076	0,35	0,76	1,40	1,60	0,76	18,00
Benzo(k)fluoranthène	A	0,16	0,08	0,01	0,030	0,049	0,13	0,24	0,62	1,50	0,25	3,00
	B	0,11	0,05	0,01	0,006	0,022	0,13	0,18	0,72	0,81	0,29	42,00
Benzo(a)pyrène	A	0,27	0,14	0,01	0,050	0,081	0,23	0,40	1,00	2,70	0,45	1,00
	B	0,25	0,13	0,01	0,017	0,040	0,28	0,63	1,30	1,80	0,64	26,00
Indéno (1,2,3-cd)pyrène	A	0,20	0,11	0,01	0,048	0,060	0,17	0,32	0,76	1,80	0,34	3,00
	B	0,29	0,15	0,04	0,050	0,066	0,24	0,90	1,10	1,50	0,49	21,00
Dibenzo(a,h)anthracène	A	0,04	0,02	0,01	0,002	0,007	0,04	0,09	0,16	0,43	0,09	72,00
	B	0,11	0,04	0,02	0,004	0,016	0,09	0,21	0,82	0,82	0,21	76,00
Benzo(g,h,i)peryène	A	0,20	0,11	0,01	0,040	0,060	0,17	0,35	0,73	1,70	0,34	6,00
	B	0,23	0,15	0,04	0,050	0,055	0,27	0,47	0,90	1,30	0,59	23,00
Total 16 HAP	A	2,93	1,33	0,18	0,527	0,779	2,45	4,70	12,22	30,32	4,99	
	B	3,15	1,59	0,32	0,369	0,665	3,14	8,02	15,27	19,25	6,84	
Total 16 HAP (TEQ)*	A	0,42	0,21	0,03	0,073	0,119	0,36	0,66	1,57	4,16	0,72	
	B	0,46	0,22	0,04	0,035	0,077	0,47	1,08	2,58	3,17	1,07	

* TEQ: Total équivalent toxique, d'après Nisbet et LaGoy (1992) in Imetis (2003).

Figure 1.6. Teneurs en cadmium extractible des sols de surface (0-30 cm) en France : valeurs mesurées au point RMQS

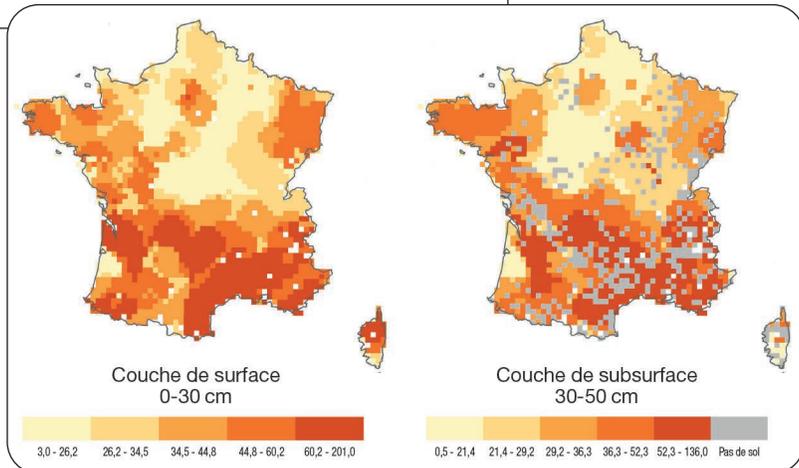


De nombreux produits opérationnels sous forme de fichier raster sont disponibles sur la plateforme de dataverse Gis Sol¹² et librement téléchargeables. Il est possible d'accéder aux prédictions spatiales à une résolution de 1000 m sur les concentrations totales de 10 ETMs et métalloïdes (As, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn) (Saby *et al.*, 2018a). Ces travaux de cartographie des contaminants au niveau national ont été menés notamment pour répondre aux enjeux de la gestion des sites et sols pollués. L'objectif était de fournir une cartographie des «teneurs habituelles» qui se définit comme le cumul du fond pédogéochimique et d'une éventuelle contamination diffuse. Cet indicateur correspond à des valeurs de FPGA. L'établissement de cet indicateur doit ainsi permettre la détection d'une teneur en un élément trace ayant une valeur suspecte, tout en tenant compte du contexte local. Villanneau *et al.* (2008) ont proposé d'établir

12. <https://data.inrae.fr/dataverse/gissol>

cet indicateur à partir d'une limite supérieure de ces teneurs habituelles à l'aide de vibrisses calculées localement à partir des valeurs disponibles dans un voisinage (figure 1.7). Cette approche a en effet l'avantage d'être très simple à mettre en œuvre, mais elle ignore la présence des possibles corrélations spatiales. Ces données sont également disponibles en ligne (Saby *et al.*, 2018b).

Figure 1.7. Vibrisses du cuivre total contenu dans les sols de surface (0-30 cm) (à gauche) et de subsurface (30-50 cm) (à droite) en France



Source : Villanneau *et al.* (2008)

Ces travaux de spatialisation sont également en cours à partir des données de la BDSolU. Cependant, en milieu urbain, cette spatialisation peut être rendue difficile du fait de l'irrégularité de la répartition spatiale des points de prélèvement, ce qui peut biaiser les résultats en donnant plus de poids à une zone géographique qu'à une autre présentant une moindre densité de prélèvements. Il faut donc dégrouper les points de prélèvement, notamment en tenant compte de la densité des points de prélèvement dans une grille arbitraire (méthode dite « à fenêtre » ; Sauvaget, 2022). Par ailleurs, certains composés et éléments présentent parfois des concentrations très faibles, inférieures aux limites de quantification des méthodes d'analyse. Or, dans la mesure où les fonds pédogéochimiques recherchés peuvent se situer à des niveaux de valeurs faibles ou très faibles, il est indispensable de conserver et d'exploiter ces résultats inférieurs aux limites de quantification. Les ignorer ou les substituer par la limite de quantification, comme cela est souvent pratiqué, conduirait à un biais statistique important (Helsel, 2005). Il est donc fait appel à une méthode de discrétisation d'une loi entre 0 et la limite de quantification. Elle vient compléter l'algorithme de traitement des données et

permet de reconstituer la population d'analyses entre ces bornes (Fouquet, 2022). De par leur origine, les jeux de données obtenus peuvent également présenter des valeurs élevées en raison d'anomalies locales naturelles ou anthropiques, ce qui impacte la spatialisation. Il s'agit donc d'opérer une sélection dans les données disponibles pour obtenir des jeux de données représentatifs et des populations présentant des résultats homogènes, même si quelques valeurs extrêmes (ou *outliers*) peuvent subsister. D'une manière générale, les spécificités du contexte urbain font que la prise en compte des incertitudes dans l'établissement des cartes de fonds pédogéochimiques y revêt une importance toute particulière (Belbèze *et al.*, 2023).

Contaminants organiques : le cas du lindane et des HAP

Parmi les contaminants organiques suivis lors de la campagne du RMQS, on trouve notamment des contaminants organiques classés dans la famille des polluants organiques persistants (POP). Cette famille regroupe des polluants présentant des caractéristiques communes de persistance, de bioaccumulation, de toxicité et de mobilité dans l'environnement. Plusieurs de ces POP ont été mesurés dans les sols français (tableau 1.2 p. 23), notamment le lindane, un herbicide interdit depuis 1993 en France ou encore les HAP, composés organiques produits lors de la combustion de matière organique et classés comme cancérigènes.

Les données obtenues ont ainsi permis la cartographie de ces contaminants lors de projets de recherche et ont fait l'objet de publications. Orton *et al.* (2012) ont ainsi publié la première carte de prédiction de la distribution du lindane dans les sols (figures 1.8 et 1.9), et les travaux de Froger *et al.* (2021), en partenariat avec l'École des mines ParisTech, ont permis la production d'une carte spatialisée sur la distribution de la somme des HAP dans les sols français (figures 1.8 et 1.9). Ces résultats ont ainsi démontré la variabilité spatiale des contaminants organiques dans les sols, et posent la question des risques pour l'environnement et les populations.

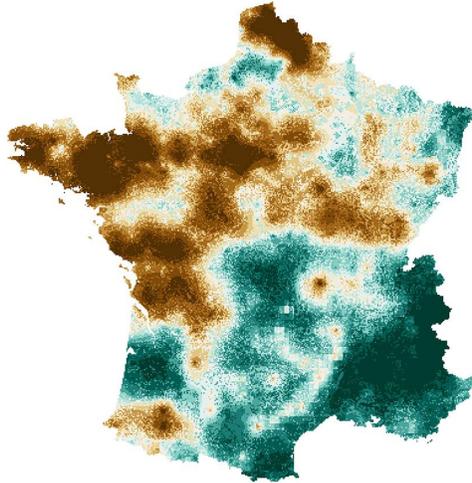
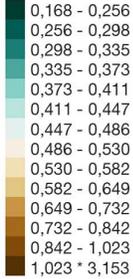
Impact sanitaire et environnemental

La comparaison des concentrations dans les sols avec des valeurs seuils de références permet d'évaluer les risques pour l'Homme et l'environnement. En France, pour certaines substances, des seuils sanitaires sont établis sur la base d'une évaluation des risques pour la santé. Des valeurs seuils sont aussi proposées dans la littérature internationale. Il est ainsi possible d'identifier les concentrations au-delà desquelles un sol peut être considéré comme contaminé. L'un des indicateurs spatiaux possible pour représenter une potentielle contamination consiste à estimer la probabilité d'un sol de dépasser un seuil spécifique.

Dans le cas du lindane, la concentration limite choisie est celle de $5 \mu\text{g.kg}^{-1}$ d'après des travaux de Crommentuijn *et al.* (2000) aux Pays-Bas. Cette concentration limite

Figure 1.8. Prédiction des concentrations de lindane dans les sols métropolitains

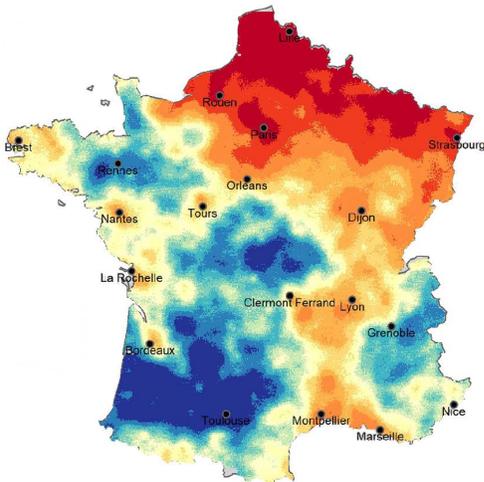
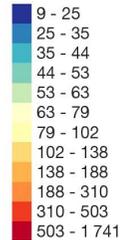
Lindane ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)



Source : Orton *et al.* (2012)

Figure 1.9. Prédiction de la somme des HAP dans les sols métropolitains

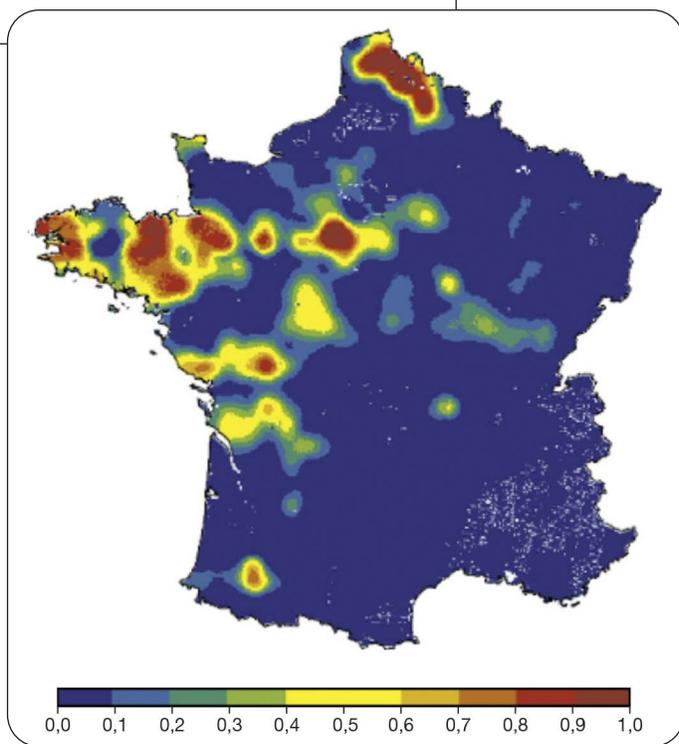
HAP ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)



Source : Froger *et al.* (2021)

est basée sur un sol avec une teneur en carbone organique de 10 %, un modèle de régression linéaire a donc été utilisé pour adapter ce seuil aux sols français. Dans le cas des HAP, le seuil de $100 \mu\text{g.kg}^{-1}$ considéré notamment au Canada (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2010) a été utilisé pour calculer une probabilité de dépasser cette limite dans les sols à partir des résultats spatialisés. Les cartes obtenues de probabilité de dépasser les seuils de références sont présentées dans les figures 1.10 et 1.11.

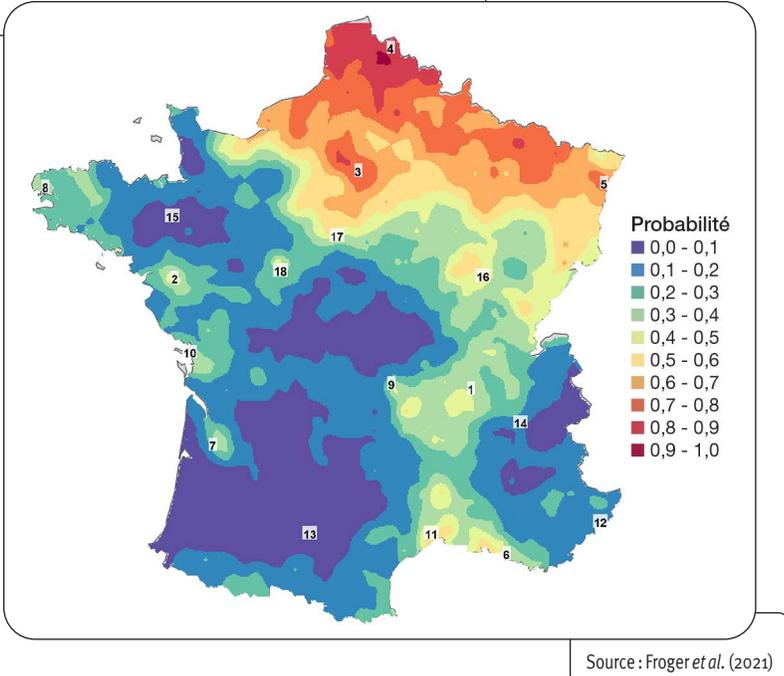
Figure 1.10. Probabilité de dépasser la valeur seuil dans les sols pour le lindane



Source : Orton *et al.* (2012)

L'intérêt d'intégrer la contamination des sols dans les études d'évaluation des risques pour la santé et l'environnement est notamment illustré par les travaux de recherche de Froger *et al.* (2021). Dans ce travail, une évaluation des risques a été conduite à partir des données réelles (à chaque point de mesure) en considérant comme voies d'exposition directe des populations locales : l'ingestion de sol, l'inhalation de particules

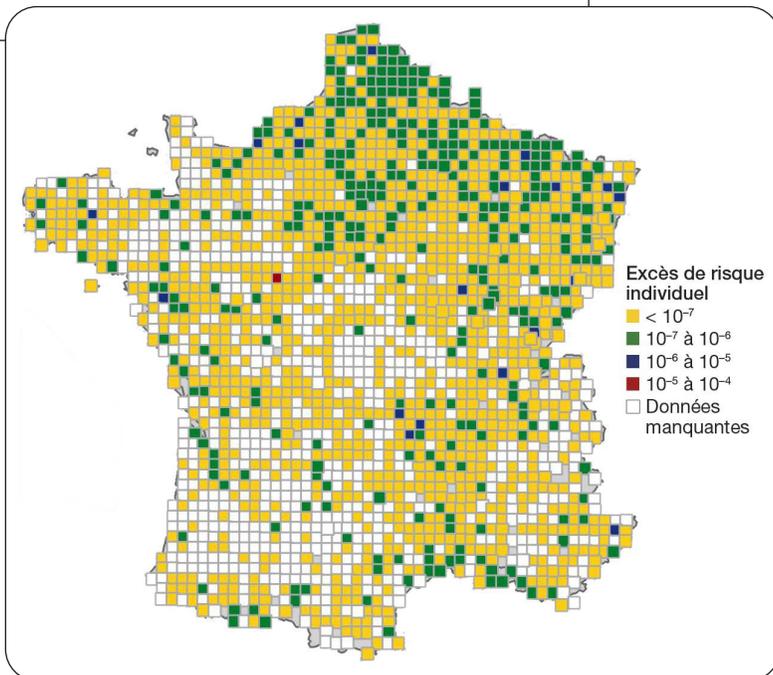
Figure 1.11. Probabilité de dépasser la valeur seuil dans les sols pour les HAP



contaminées et l'absorption par voie cutanée. L'indice de risque obtenu, appelé « excès de risque individuel », traduit le risque de contracter un cancer à la suite d'une exposition chronique aux HAP dans les sols (figure 1.12). Il est généralement considéré comme négligeable en dessous de 10^{-6} , c'est-à-dire une probabilité qu'une personne sur un million soit atteinte d'un cancer du fait de la contamination. Ces résultats démontrent également la forte disparité géographique des risques, plus élevés dans le nord de la France où les populations sont également exposées à la présence de métaux lourds liée au passé industriel de la région.

Plus récemment, dans le contexte des travaux sur les résidus de pesticides dans les sols, une évaluation des risques chroniques pour les vers de terre a été menée (Froger *et al.*, 2023a). Des quotients de risque individuel ont été calculés pour chaque substance en utilisant les valeurs de Non Observable Effect Concentration (NOEC) issues de la Pesticide Properties Database (Lewis *et al.*, 2016), avec un facteur de sécurité de 10. Le cumul des risques individuels a permis d'établir un risque cumulé pour les vers de terre dans chacun des sols prélevés, qui s'avère modéré à fort dans les parcelles cultivées (figure 1.13).

Figure 1.12. Excès de risque individuel pour les populations lié à l'exposition aux HAP dans les sols en France



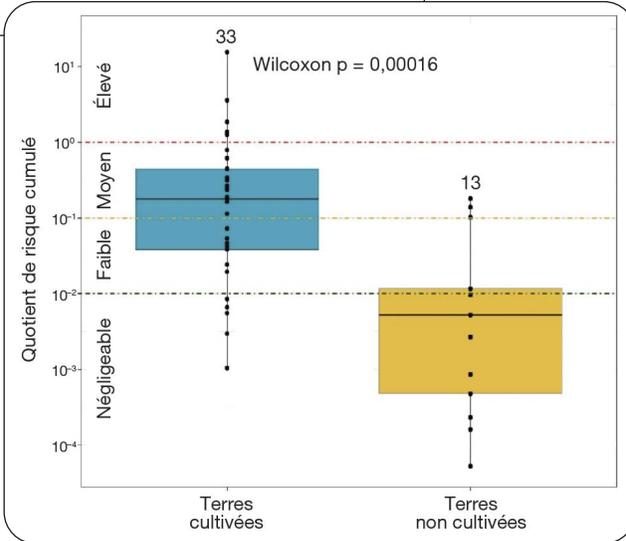
Source : Froger *et al.* (2021)

Ces résultats démontrent l'importance de s'intéresser aux contaminants dans les sols et de leurs impacts sur les écosystèmes et la santé humaine. Dans le futur, l'intégration de composés récemment identifiés comme potentiellement problématiques (composés perfluoroalkylés et polyfluoroalkylés – PFAS, microplastiques...) sera essentielle, et l'utilisation des réseaux de surveillance nationaux pour conduire ces surveillances de nouveaux composés semble indispensable.

Conclusion et perspectives

Les programmes du Gis Sol, mis en place il y a plus de vingt ans, ont permis de collecter des informations sur la présence de contaminants dans les sols en France, principalement les sols agricoles et forestiers. Ces données nationales s'avèrent désormais indispensables pour connaître l'état des sols (notamment le fond pédogéochimique) et évaluer les potentiels risques pour l'environnement et la santé humaine.

Figure 1.13. Risque de toxicité chronique cumulée pour les vers de terre



Source : Froger *et al.* (2023a)

Depuis 2021, le BRGM est membre du Gis Sol et la BDSolU est devenue l'un de ses programmes, apportant des connaissances sur les sols urbains et périurbains, et venant compléter les informations nationales sur les sols. Dans ce contexte, le BRGM et INRAE travaillent à l'interopérabilité des données des deux bases qui couvrent des espaces géographiques différents. Ces espaces se rejoignent et se complètent à la périphérie des villes, leur valorisation croisée permettrait de mieux cartographier la qualité des sols des villes et de leur pourtour. L'accroissement de données dans la BDSolU est essentiel car il permettra à terme de disposer d'une vision nationale de la qualité des sols urbains, dont les teneurs apparaissent très différentes de celles des sols agricoles ou forestiers, compte tenu de l'activité humaine passée et actuelle.

La distinction entre le fond pédogéochimique naturel et la contamination anthropique est capitale pour définir des niveaux de contamination des sols et déclencher des actions publiques. Si ces données sont accessibles à travers différents moyens de consultation, elles doivent être plus largement diffusées et utilisées : elles restent finalement encore assez peu connues d'autres publics comme les médecins ou les évaluateurs des risques, alors même que certains travaux ont montré leur utilité, notamment ceux pour évaluer des inégalités environnementales¹³.

13. <https://www.ineris.fr/fr/risques/dossiers-thematiques/tous-dossiers-thematiques/inegalites-environnementales>

Les demandes pour connaître l'état de la contamination des sols par des molécules émergentes telles que les perturbateurs endocriniens, les PFA ou les pesticides sont croissantes. Compte tenu de la place centrale des sols dans les écosystèmes, puisqu'ils sont à la fois récepteurs et potentielles sources de contaminants dans l'environnement, la surveillance des sols doit être accrue et de nouvelles molécules doivent être ajoutées à la liste de celles déjà suivies.

Le développement et la généralisation de nouvelles technologies d'analyses (telles les analyses non ciblées, Huang *et al.*, 2022; 2023) permettront dans les années à venir d'acquérir un nombre croissant de données sur la contamination des sols et de pouvoir identifier les risques associés en lien avec la gestion et les pratiques, qui sont d'une importance capitale notamment pour les politiques de santé publique.

Références bibliographiques

- Arrouays D., Jolivet C., Boulonne L., Bodineau G., Ratié C., Saby N., Grolleau E., 2003. Le Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) en France, *Étude et gest. des sols*, 10 (4), 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 de l'Académie d'agriculture de France*, 88, 93-103.
- Arrouays D., Stengel P., Feix I., Lesaffre B., Morard V., Bardy M., Bispo A., Laroche B., Caquet T., Juille F., Rabut M., Soussana J.-F., Voltz M., Gascuel-Oudou C., 2022. Le GIS Sol, sa genèse et son évolution au cours des vingt dernières années, *Étude et gest. des sols*, 29, 365-379.
- Baize D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France) : Références et stratégies d'interprétation*. Programme ASPITET, 1-410.
- Baize D., 2000. Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET, INRAE, *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 39, février, 39-54.
- Barnett V., 2002. *Sample survey: Principles and Methods*. London, Arnold.
- Belbèze S., Rohmer J., Négrel P., Guyonnet D., 2023. Defining urban geochemical backgrounds: a review and proposals for addressing uncertainties, *Journal of Geochemical Exploration*, 254, 107298.
- BRGM, 2023. Site internet BDSolU.fr - [http://www.bdsolu.fr/](http://www.bdsolu.fr)
- 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>
- Canadian Council of Ministers of the Environment, 2010. *Canadian Soil Quality Guidelines: Carcinogenic and Other PAHs (Environmental and Human Health Effects)*. Scientific Criteria Document (revised), 216 p.
- Commission européenne, 2002. *Communication de la Commission du 16 avril 2002 au Conseil, au Parlement européen, au Comité économique et social et au Comité des régions : Vers une stratégie thématique de protection des sols*. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2002:0179:FIN:EN:PDF>

- CRIGE, 2014. BD Ocsol PACA, base de données régionale d'occupation des sols <https://www.crige-paca.org/projets/bd-ocsol-paca/>
- Commentuijn T., Sijm D., De Bruijn J., Van Leeuwen K., Van de Plassche E., 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides, *J. Environ. Manage.*, 58, 297-312. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0334>
- Deslais W., Baize D., 1997. Étude des éléments traces dans les sols agricoles français. Un programme Ademe/INRA. In : *Journées Techniques*.
- European Environment Agency, 1995. Corine Land Cover <https://www.eea.europa.eu/publications/CORO-landcover>
- FAO, UNEP, 2021. Global Assessment of Soil Pollution: Report. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb4894en>
- Fouquet (de) C., 2022. Vibrisse de Tukey et limites de quantification – Note interne Mines Paris-Tech établie dans le cadre du projet « Établissement de fonds pédogéochimique urbain (FGU), 3^e convention (2019-2023), 8 p.
- Froger C., Jolivet C., Budzinski H., Pierdet M., Caria G., Saby N. P. A., Arrouays D., Bispo A., 2023a. Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence, *Environ. Sci. Technol.*, 57, 7818-7827. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>
- Froger C., Pelfrène A., Volatier J.-L., Roussel H., Marot F., Brunet J., Saby N. P. A., Bispo A., 2023b. 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 gest. des sols*, 30, 235-252.
- 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>
- Gis Sol, 2011. *L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols*. 188 p. <https://www.gissol.fr/publications/rapport-sur-letat-des-sols-de-france-2-849>
- Helsel D. R., 2005. *Nondetects and Data Analysis: Statistics for Censored Environmental Data*. New York, John Wiley and Sons, 288 p.
- Huang D., Gao L., Zhu S., Qiao L., Liu Y., Ai Q., Xu C., Wang W., Lu M., Zheng M., 2023. Target and non-target analysis of organochlorine pesticides and their transformation products in an agrochemical-contaminated area, *Chemosphere*, 324, 138314. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138314>
- Huang D., Gao L., Zheng M., Qiao L., Xu C., Wang K., Wang S., 2022. Screening organic contaminants in soil by two-dimensional gas chromatography high-resolution time-of-flight mass spectrometry: A non-target analysis strategy and contaminated area case study, *Environmental Research*, 205, 112420.
- Ineris, 2003. *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs). Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges. Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR)*. Rapport final. https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/HAP_4.pdf
- Insee, 2021. Nomenclature d'activités française. <https://www.insee.fr/fr/information/2406147>
- Institut national de la recherche agronomique, Association marnaise de développement agricole et viticole, Association pour la relance agronomique en Alsace (ARAA), chambre départementale d'agriculture des Ardennes, chambre départementale d'agriculture de l'Aube et chambre départementale d'agriculture du Calvados, chambre départementale d'agriculture de Charente, chambre départementale d'agriculture de Charente-Maritime, chambre départementale d'agriculture du Cher, chambre départementale d'agriculture de Corrèze, 2021. *Analyses physico-chimiques des sites du Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) du territoire métropolitain pour la 1^{re} campagne (2000-2009), avec coordonnées théoriques*. Recherche Data Gouv, V 2. <https://doi.org/10.15454/QSXXGA>

- Jolivet C., Almeida-Falcon J.-L., Berché P., Boulonne L., Fontaine M., Gouny L., Lehmann S., Maître B., Ratié C., Schellenberger É., 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.
- Lewis K. A., Tzivilakis J., Warner D. J., Green A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management, *Hum. Ecol. Risk Assess. An Int. J.*, 22, 1050-1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>
- McBratney, A. B., Mendonça Santos, M. L., Minasny, B., 2003. On digital soil mapping, *Geoderma*, 117, 3-52.
- 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>
- Orton T. G., Saby N. P. A., Arrouays D., Jolivet C. C., Villanneau E. J., Marchant B. P., Caria G., Barriuso E., Bispo A., Briand O., 2012. Spatial distribution of Lindane concentration in topsoil across France, *Sci. Total Environ.*, 443, 338-350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.103>
- Saby N., Villanneau E., Toutain B., Arrouays D., 2018b. Seuils de détection d'anomalies pour 8 éléments traces métalliques (RMQS). Recherche data Gouv, V3. <https://doi.org/10.15454/UEZXYB>
- Saby N., Bertouy B., Boulonne L., Toutain B., Caria G., Jolivet C. A., 2019a. Summary statistics of Permanent Organic Pollutants concentration in French topsoils. <https://doi.org/doi:10.15454/LQVMNN>
- Saby N., Baize D., Duigou N., Toutain B., Arrouays D., 2019b. Statistiques spatio-temporelles par petite région agricole des teneurs en ETM et de propriétés pédologiques issues d'observations collectées dans le cadre du programme BDETM. Gis Sol Dataverse. <https://doi.org/10.15454/4GNNS>
- 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 P. A. N., Marchant B. P., Arrouays D., Jolivet C., 2018a. Spatial predictions of total and exchangeable trace elements content in France. Recherche data Gouv, V3. <https://doi.org/10.15454/VN9F6H>
- Saby P. A. N., 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. <https://www.sandre.eaufrance.fr/>
- Sauvaget B., de Fouquet C., Le Guern C., Renard D., Roussel H., 2022. Geostatistical filtering to map a 3D anthropogenic pedo-geochemical background for excavated soil reuse, *Journal of Geochemical Exploration*, 240. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.107031>
- Section thématique Sites et Sols pollués du portail InfoTerre du BRGM, 2023. Démarche établissements sensibles. <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/demarche-etablissements-sensibles>
- Tukey J. W., 1977. *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley Publishing Company.
- Villanneau E., Perry-Giraud C., Saby N., Jolivet C., Marot F., 2008. Détection de valeurs anomaliques d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de mesure de la qualité des sols, *Étude et Gestion des Sols*, 15 (3), 183-200.
- Webster R., Oliver M., 2007. *Geostatistics for environmental scientists*, 2nd Edition. Chichester UK, John Wiley & Sons Ltd.

2. Les études historiques dans le contexte des sites et sols pollués

Thierry Blondel

Introduction

Avant d'aménager un terrain dans un contexte anthropisé, de réhabiliter un site en déshérence ou de reconverter une parcelle urbanisée en parc ou en jardin, une étude historique et documentaire en lien avec le « passif d'usage ou d'occupation » du site doit être menée dans les règles de l'art.

Ainsi, afin d'éviter les « mauvaises surprises » et se prémunir d'éventuels risques sanitaires et environnementaux, et également d'éventuels contentieux, « il faut mener l'enquête pour dissiper les doutes » ; en résumé : « avant de creuser le sol, il faut creuser l'histoire du site ».

En France, en l'absence de loi sur les sols et de normes définissant ce que serait un sol sain ou acceptable pour chaque type d'usage, la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués¹, avec ses guides associés, basée sur l'approche « gestion du risque selon l'usage » et dont la dernière version révisée date d'avril 2017, ainsi que les codifications de prestations reportées dans la norme Afnor X31-620 en cinq parties de décembre 2021, définissent les prérequis, les moyens et les démarches à mettre en œuvre pour caractériser puis gérer au besoin les problématiques de pollution de tous types de sites.

Les études préalables

■ L'étude historique, documentaire et mémorielle

Sur les parcelles rurales ou urbaines potentiellement à risques, de par leur passif environnemental, une étude historique, documentaire et mémorielle bien menée est à la base de tout diagnostic de pollution.

Il faut en premier lieu réaliser la visite des parcelles, repérer sur plan les différentes occupations actuelles et passées (bâties en place, zones de stockages, présence de cuves, de fosses, de puits, de sous-sols, de parkings, etc.), repérer les regards et les réseaux enterrés, et bien entendu consulter en rentrant du terrain les cartes topographiques, le cadastre et les photos aériennes récentes et anciennes prises au droit du site concerné (Géoportail de l'IGN, Google Earth), les archives locales et régionales,

1. https://ssp-infoterre.brgm.fr/sites/default/files/documents/2022-02/intro_methodo_ssp_2017.pdf

les bases de données disponibles en ligne (Géorisques avec BASIAS²-BASOL³, BARPI⁴). Il faut y passer deux, trois jours ou plus si nécessaire.

Creuser ainsi l'histoire d'un site ou d'une parcelle n'est certainement pas du temps perdu, bien au contraire. Toute pollution de sol révélée tardivement génère des retards et surtout des surcoûts dans les projets d'aménagement, sans parler ici des risques sanitaires potentiels pour les intervenants découvrant « fortuitement » des problématiques de pollution lors de travaux d'excavations, par exemple.

■ L'étude de vulnérabilité

Concernant l'étude de vulnérabilité d'un site, qui vient normalement à la suite des études historiques, documentaires et mémorielles, il convient bien entendu de consulter les cartes géologiques et hydrogéologiques du secteur étudié (BRGM), ainsi que les données disponibles sur les eaux superficielles et souterraines, sans oublier de compiler autant que nécessaire les suivis quantitatifs et qualitatifs de la ressource en eau, ainsi que les publications technico-scientifiques afférentes (ADES⁵, agences de l'eau, ARS⁶, DREAL⁷, DRIEAT⁸, BRGM, Ademe, universités, écoles, CNRS⁹...).

Concernant le milieu « eau », sa vulnérabilité est d'autant plus importante à considérer, dans toute étude préalable de diagnostic d'un site, qu'il s'agit d'un milieu récepteur et également de transfert de potentielles pollutions, et cela que ce soit en surface (cours d'eau, plan d'eau...) ou en profondeur (nappe d'eau souterraine). Il est important de rappeler que si au niveau des cours d'eau les écoulements sont relativement rapides (quelques mètres à dizaines de mètres par minute), il n'en est pas de même en profondeur et notamment au sein d'un milieu aquifère poreux de nappe alluviale ou autre, où les vitesses d'écoulement sont beaucoup plus faibles qu'en surface (quelques centimètres à quelques mètres par jour).

Hors pollution des sédiments, si une pollution des eaux de surface peut rapidement être détectée et donc traitée, il n'en est pas de même pour un panache de pollution impactant une nappe alluviale. En effet, un tel panache peut avoir été généré par une pollution des sols ayant affecté un terrain implanté à quelques dizaines ou centaines de mètres en amont du site étudié, et impacter ce site plusieurs mois voire plusieurs années après, même si la pollution des sols à l'origine du panache impactant les eaux souterraines a été traitée entre temps.

2. Base de données d'anciens sites industriels et activités de service.

3. Base de données des sites et sols pollués.

4. Bureau d'analyse des risques et pollutions industriels.

5. Portail national d'accès aux données sur les eaux souterraines.

6. Agence régionale de santé.

7. Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement.

8. Direction régionale et interdépartementale de l'environnement, de l'aménagement et des transports.

9. Centre national de la recherche scientifique.

Les substances polluantes potentiellement toxiques, voire agressives ou corrosives, issues de panaches transitant au droit d'un site, peuvent bien entendu impacter directement des ouvrages de prélèvements, tels que des puits utilisés pour l'arrosage de jardins ou pour des pompes à chaleur (PAC), mais également, par dégazage ou remontées de nappe (hautes eaux), les réseaux enterrés comme les canalisations de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH¹⁰, AEP¹¹), ainsi que les fondations de bâtiments ou d'ouvrages, les sous-sols ou les vides sanitaires d'immeubles de bureaux ou d'habitations, etc.

Ainsi, un panache polluant contenant par exemple quelques dizaines à centaines de microgrammes par litre de solvants halogénés dissous (par exemple, le trichloroéthylènes [TCE] ou le tétrachloroéthylène [PCE]) peut, par dégazage sous des bâtiments et transfert dans les lieux d'habitation *via* les cages d'escaliers ou les canalisations, être à l'origine de graves problèmes de santé pour leurs occupants, par exposition chronique durant plusieurs mois à plusieurs années des voies respiratoires, et cela même si les odeurs sont très faibles à quasi imperceptibles.

Il est donc très important de réaliser une étude de vulnérabilité détaillée du site, en intégrant impérativement les éventuelles eaux souterraines transitant au droit de ce dernier. Il faut également proposer l'implantation d'un réseau de piézomètres par un hydrogéologue – dans le cas où par exemple l'étude préalable indique qu'une nappe phréatique est présente à quelques mètres de profondeur. Ce réseau sera constitué *a minima* d'un piézomètre implanté en amont hydraulique du site, afin de détecter d'éventuels panaches polluants issus de terrains situés en amont, et *a minima* de deux piézomètres implantés en aval, afin de détecter tout éventuel panache polluant issu du site ou transitant par ce dernier. Tout cela conformément aux règles de l'art, ainsi qu'aux guides et normes en vigueur (Afnor NF X31-614 et NF X31-615).

Une étude de vulnérabilité poussée est nécessaire, en particulier concernant les eaux souterraines en vérifiant si la première nappe qui transite au droit du secteur étudié est soumise à de forts battements (hautes eaux, basses eaux, marnage en zone côtière, aires d'influence de pompages ou de captages), et/ou si elle est « libre », « captive », voire « semi-captive ». Sans cette étude, le risque est de constater par la suite qu'un prestataire a implanté des piézomètres pour le contrôle et le suivi de la qualité des eaux souterraines, qui, hélas, sont « secs » tout ou partie de l'année, par exemple s'ils ont été implantés en période de hautes eaux sans considérer le niveau d'étiage ou de basses eaux (cycles hydriques saisonniers), ou sans considérer la profondeur effective de la nappe notamment en présence d'une couverture imperméable (nappe captive sous couverture argileuse) ou semi-perméable (nappe semi-captive sous couverture limoneuse). Cela arrive fréquemment si un prestataire ne considère que des données piézométriques issues, par exemple, d'un rapport antérieur, sans vérifier si, localement ou régionalement, la nappe est libre, captive ou semi-captive.

10. Eaux destinées à la consommation humaine.

11. Alimentation en eau potable.

■ Les méthodes géophysiques

Pour compléter le « panel » des études préliminaires à réaliser avant d'engager des investigations destructives, avec sondages et analyses sur les prélèvements de sols, et quand on manque de données, on peut procéder à des investigations « non destructives ». Les méthodes géophysiques sont à ce propos très utiles, d'autant que la recherche progresse dans ce domaine. Elles ont également un double avantage : elles sont dix fois moins chères que les investigations dites « destructives » (sondages), et elles permettent d'orienter et d'optimiser l'implantation des sondages, et donc *in fine* les coûts d'un diagnostic de pollution. Ces méthodes dites « non destructives » permettent ainsi de réaliser une visualisation, ou *screening*, du site avant implantation des sondages pour prélèvements de sols, puis analyses.

Par exemple, réaliser une cartographie de la résistivité apparente du sol d'un site grâce à des méthodes géophysiques (électriques, électromagnétiques) permet de repérer des zones d'anomalies de conductivité électrique dans le sol (présence de fûts enterrés ou de cuves, de corps d'imprégnation ou de poches de pollution, de zones de circulation ou de rétention de fluides...) qui serviront à orienter l'implantation des sondages par la suite. Pour réaliser une telle cartographie, on effectue un maillage de points de mesures, par exemple, par carreaux de 10 m x 10 m, en affinant le maillage au droit des zones où la visite du site et la recherche historico-documentaire indiquent qu'il peut y avoir des problématiques de pollution.

Une autre mesure simple et « non destructive » est l'analyse des gaz du sol selon un maillage prédéfini de points de mesures, à l'aide d'une sonde et de réactifs, ou avec un PID. Pour information, un PID (*Photoionization Detector*) est un détecteur portable à photo-ionisation qui utilise les rayons ultraviolets (UV) pour détecter la présence de manière qualitative à semi-quantitative de composés organiques volatils (COV) dans l'air ambiant ou dans les gaz du sol, à des gammes de valeurs allant de 1 ppb à 10 000 ppm. Cette méthode de détection donne ainsi « une première idée » sur la présence éventuelle de COV. Elle permet d'orienter par la suite les prélèvements d'air ambiant, de gaz du sol, de sols ou de remblais, pour analyses en laboratoires accrédités qui permettent, eux, d'obtenir des résultats analytiques quantifiés (et opposables) pour chaque substance détectée, et ce afin de pouvoir les comparer à des valeurs guides, des valeurs seuils ou à des normes lorsqu'existantes.

Toutes les études et mesures préalables à un diagnostic de pollution donnent ainsi des indices sérieux mais ne sont ni exhaustives ni parfaites.

Ainsi, même après avoir réalisé des études préalables poussées, on ne pourra toujours pas évaluer l'état ou la qualité des sols présents sous des zones recouvertes (dalles de béton épaisses, déblais avec blocs, voiries ou trottoirs comportant souvent plusieurs couches successives d'enrobé...) ou inaccessibles à cause de l'occupation du site au moment des investigations. Ceci, surtout pour les sols sous des bâtiments en place, qui plus est anciens et avec des sous-sols tout ou partie comblés, ou avec des vides sanitaires trop étroits (en général présents sous des bâtiments pour lutter contre les remontées d'humidité).

Pour cette raison, nombre de bureaux d'études émettent des réserves en conclusion de leurs rapports de diagnostic de pollution, en précisant par ailleurs qu'afin de « lever ces réserves », il devra être procédé à la réalisation de diagnostics de pollution complémentaires au niveau des sols, présents sous ces bâtiments ou ces recouvrements, une fois découverts après démantèlement, déconstruction, évacuation. Encore faut-il que le donneur d'ordre ait prévu un budget « nécessaire et suffisant » pour que le prestataire spécialisé, retenu après appel d'offres, puisse réaliser d'abord – et impérativement – les études préalables historiques, documentaires et mémorielles, et de vulnérabilité. Et d'y ajouter, si nécessaire ou si possible, des investigations non destructives afin de réaliser un *screening* du site concerné pour optimiser l'implantation prévisionnelle des sondages (cf. prestation codifiée A130 – Norme Afnor X31-620 – partie 2 de décembre 2021) avec prélèvements d'échantillons de sols et analyses en laboratoires. Les résultats d'analyses seront utilisés dans le cadre du diagnostic initial, avant la réalisation d'éventuels diagnostics complémentaires s'ils s'avèrent nécessaires, afin d'affiner les estimations de surfaces ou volumes de sols impactés, ou de lever des incertitudes inhérentes à toute interpolation de pollution des sols, notamment au droit de bâtis en place ou de surfaces couvertes (enrobé, béton).

Il est important de rappeler ici que tout diagnostic de pollution doit être réalisé de manière proportionnée aux enjeux. En conséquence, le donneur d'ordre doit prévoir un budget suffisant pour le mettre en œuvre en intégrant impérativement une étude historique et documentaire, une étude de vulnérabilité et une visite préalable du site (prestations codifiées A100-A110 et A120 – Norme Afnor X31-620 – partie 2 de décembre 2021). Et ce, avant toute réalisation d'investigations sur site par sondages pour prélèvements et analyses.

Si de telles études préalables ne sont pas réalisées, voire bâclées par manque de moyens, la levée des incertitudes relatives aux éventuelles problématiques de pollution du sol et du sous-sol ne sera pas possible ou très partielle. Le donneur d'ordres risque de devoir gérer « en urgence » ces problématiques « non prévues » lors des travaux d'aménagement ou de réhabilitation (figure 2.1), avec les dépenses et les retards de réalisation associés, qui peuvent être très conséquents et impacter, voire remettre en cause, le projet initial.

Une autre problématique, qui apparaît lors des études préalables de diagnostic de pollution des sols d'un site, concerne la présence éventuelle de remblais, notamment en zone urbaine où l'on sait que, parfois sur plusieurs décennies voire plusieurs centaines d'années, l'Homme a procédé à de nombreuses constructions puis déconstructions, puis reconstructions, etc.

L'analyse historique et documentaire d'une parcelle urbaine et celle des plans et des photos aériennes anciennes du site ne pourront pas détecter la mise en place de remblais potentiellement souillés sur ce dernier, ou très rarement lorsqu'une photo est prise au moment des remblaiements pour réaliser une plateforme de bâtiment ou une voirie.

Nous avons toutes et tous des exemples de terrains ou de parcelles où les études historiques, documentaires et mémorielles préalables avaient pourtant été réalisées « dans les règles de l'art » par des personnes spécialisées et avec des moyens suffisants – et sur cette base le prestataire était « sûr » qu'il n'y avait pas de cuves enterrées ni d'anciens

Figure 2.1. Découverte fortuite – par manque d'études préalables – d'une cuve enterrée contenant du fioul résiduel avec pollution des sols périphériques par des hydrocarbures lors des travaux de démolition d'anciens bâtiments industriels en zone urbaine



© Thierry Blondel

dépôts de déchets, par exemple. Mais, après le « premier coup de pelle mécanique », les intervenants sur site ont découvert des remblais dégoulinants de goudrons pâteux issus du démantèlement d'une ancienne usine à gaz « il y a cinquante ans, une à deux rues plus loin », ou de remblais noirâtres chargés en mâchefers contenant des métaux lourds et issus d'une ancienne boulonnerie ou d'un ancien incinérateur.

Les études préalables à la réalisation d'un diagnostic de pollution sont donc cruciales car elles visent à définir, avec la meilleure justesse possible, les investigations à réaliser sur site (implantation prévisionnelle des sondages, maillage adapté et profondeur nécessaire, type et nombre de prélèvements selon les milieux concernés, analyses à réaliser, etc.), afin de minimiser les incertitudes implicitement liées au milieu souterrain au droit et en périphérie du site concerné – s'agissant d'un milieu non visible depuis la surface – tout en réduisant les risques d'éventuels contentieux *a posteriori*.

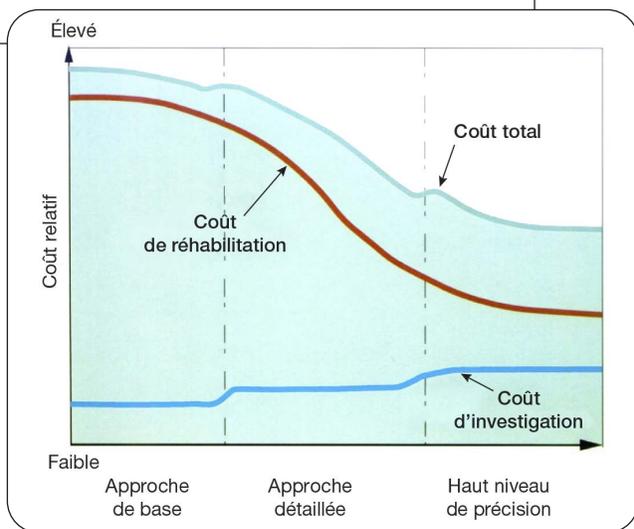
Pour mener à bien toutes études relatives à des problématiques de pollution, notamment sur des terrains réputés à passif environnemental en zone urbaine à périurbaine, il est essentiel que le donneur d'ordres prévoit des moyens adaptés aux enjeux. Il devra échanger au préalable avec le prestataire spécialisé en caractérisation et en gestion de sites et sols pollués, au besoin sur les conseils avisés d'un assistant à maîtrise d'ouvrage (AMO) reconnu et indépendant dudit prestataire, et en lui apportant un soutien financier nécessaire et suffisant. Cela limitera autant que possible

les incertitudes résiduelles à l'issue des investigations de diagnostic de pollution du site ou du terrain concerné, et optimisera par la suite la gestion – et donc les coûts associés – des éventuelles problématiques de pollution rencontrées.

En résumé : « Plus les études préalables seront poussées, meilleurs seront les diagnostics de pollution réalisés à l'issue, plus précise en sera la gestion des éventuelles problématiques de pollution détectées selon le ou les usage(s) prévu(s) du site ou du terrain concerné, et *in fine* meilleures se porteront les finances du donneur d'ordres notamment en cas de travaux nécessaires de dépollution ».

Cette gestion adaptée du passif environnemental doit permettre d'adapter au mieux, voire de diminuer fortement, les éventuels coûts de traitement et de réhabilitation, tout en optimisant la mise en œuvre, à des coûts raisonnables et raisonnés, des projets d'aménagement ou de réhabilitation, avec ou sans changement d'usage, ou de valorisation de terrains ou de parcelles en zone urbaine à périurbaine (figure 2.2).

Figure 2.2. Impact de la précision des études préalables sur les coûts de réhabilitation de sites pollués



Source : Lecomte (1998)

Références bibliographiques

Lecomte P., 1998. *Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines*. Éd. Lavoisier, 204 p.

3. Santé et historique des sols en Belgique

François Antoine, Sylvie Lefebvre

Introduction

Deux décennies après la mise en place d'une réglementation et d'instruments permettant de mieux connaître la qualité des sols et leur potentiel impact sur la santé, il importe de relever l'écart existant entre les informations historiques contenues dans les archives et celles qui sont usuellement utilisées par les acteurs de terrain. Afin d'illustrer ce que l'on pourrait qualifier, avec un brin de provocation, de « mirage numérique », la Belgique présente à cet égard un beau cas de figure de par sa complexité institutionnelle, son lourd passé industriel et agricole, et les initiatives prises par les autorités pour répondre aux crises environnementales et sanitaires.

Le labyrinthe institutionnel belge

La gestion de la crise de la pandémie de Covid-19 a rappelé aux Belges le nombre élevé de ministres dont les compétences touchent de près ou de loin à la santé. La complexité du découpage institutionnel dans ce domaine a été suspectée d'avoir compliqué la gestion de la pandémie. En effet, pas moins de dix personnes se partagent douze portefeuilles ministériels en lien avec la santé à différents niveaux de pouvoir (Faniel, 2020). Cette singularité provient notamment de la spécialisation progressive de compétences relevant initialement de la période napoléonienne et qui étaient regroupées dans un très large ministère de l'Intérieur (Terrizzi, 1995). De l'indépendance de la Belgique à nos jours, le département de l'Intérieur ne cesse d'être un ministère essentiel de l'administration centrale. Il donnera naissance à de multiples départements au fur et à mesure que se développent et se précisent les nécessités administratives et politiques d'un État moderne. En parallèle et conjointement se sont développées en Belgique des structures administratives particulières telles que les organismes d'intérêt public, dits « parastataux¹ » (Damar et Delaunois, 1988) qui reflètent le caractère intrinsèquement

1. « Un parastatal est un organisme de droit public indépendant des administrations et créé par une loi, un décret ou une ordonnance. L'Autorité fédérale et les entités fédérées peuvent créer des organismes d'intérêt public indépendants, qui ne font pas partie de l'administration tout en contribuant à l'action du gouvernement dont ils dépendent. » Extrait du site du Crisp (Centre de recherche et d'information sociopolitique). <https://www.vocabulairepolitique.be/organisme-d-interet-public-oiip/>

« consociatif » du pays². Ce caractère intègre par sa plasticité différentes composantes publiques, comme privées, ainsi que fédérales et fédérées. Dès le xix^e siècle et spécialement au xx^e siècle, ces services décentralisés et déconcentrés, normalement dotés de la personnalité juridique, ont été constitués à différents niveaux de pouvoir afin de gérer un ou plusieurs intérêt(s) public(s) déterminé(s) (Terrizzi, 1995). Jouissant tantôt de l'autonomie financière et technique, tantôt – en sus – de l'autonomie organique, ces structures se justifient aux yeux de leurs promoteurs par une gestion plus souple, par leur capacité d'associer plus directement les interlocuteurs publics et privés (sociaux ou autres), par une indépendance accrue vis-à-vis des organes de contrôle, par la maîtrise du processus de désignation du personnel lors de leur création (Yante, 2003). En outre, le cheminement institutionnel, propre à la Belgique au cours de multiples réformes de l'État, a réparti tant bien que mal – entre les niveaux fédéral, communautaire et régional – différentes compétences telles que le financement de la sécurité sociale, l'infrastructure des hôpitaux ou encore la politique de promotion de la santé et de la prévention. En 1993, la Belgique est officiellement devenue un État fédéral qui se compose des communautés et des régions. Cette complexité institutionnelle est à double tranchant. Elle peut refléter une architecture soucieuse d'appliquer jusque dans ses derniers recoins le principe de subsidiarité. Dans le même temps, elle peut générer le malaise des autorités belges poussées à adopter parfois la politique dite « de la chaise vide » à l'échelon européen ou international, faute d'accord entre les ministres compétents.

Outre les accords de coopération entre les différents niveaux de pouvoirs, la transition numérique a progressivement permis de contourner cet écueil institutionnel par la gestion des flux d'informations et la mise en place de guichets uniques, dans une optique de convivialité et de simplification administrative à destination du citoyen. Apparue dès avant 1980, l'idée de l'utilisation de la technologie pour simplifier les procédures administratives de la sécurité sociale a abouti, en 1990, à l'installation de la Banque-carrefour de la Sécurité sociale. L'interaction de cette nouvelle institution avec les autres institutions de sécurité sociale a mené à la création d'un réseau informatique d'échanges des données, au départ duquel s'est développée, à partir de 1995, la volonté d'harmoniser certains concepts juridiques en vue de simplifier les procédures informatiques de traitement des données et d'accroître l'utilisation des possibilités techniques. De grands projets ont ainsi pu être mis en œuvre dans le but d'offrir aux assurés sociaux et aux entreprises des services facilement utilisables, compréhensibles, rapides, proactifs et de qualité, destinés à réduire au maximum les lourdeurs administratives, les pertes de temps ou les défauts d'octroi de droits qui leur étaient pourtant acquis (Robben *et al.*, 2006).

2. Le politologue Jean-Louis Seiler (Seiler, 1999) définit le consociativisme en ces termes : « Fondé sur le principe "chacun pour soi et les fonds publics pour tous", le système consociatif voit les segments de la société civile tenter de se consolider en institutionnalisant et devenir les piliers d'une société politique où les élites négocient au sommet et s'entendent pour soustraire certaines matières au débat politique. »

Un État fédéral, trois sols fédérés

Afin de saisir le cadre institutionnel du pays, il est d'usage en Belgique de penser en fonction d'une ligne de démarcation entre les communautés et les régions en attribuant aux communautés les compétences liées aux personnes, et aux régions celles liées au sol. Le niveau communal, pour sa part, est tiraillé entre les compétences relevant du fédéral, des communautés et des régions. Dès lors, le sol proprement dit et les compétences environnementales ont progressivement glissé vers les entités fédérées pour ne plus laisser qu'une structure faîtière au niveau fédéral. La première intervention du législateur belge concernant la problématique de la pollution des sols remonte à 1967. Traduisant leur volonté de réorientation économique et sociale, les autorités belges adoptèrent en 1978 une loi visant à la rénovation de tous les sites d'activités économiques désaffectés (Merenne-Schoumaker, 1989). Au cours des années 1980, les compétences basculèrent vers les régions qui progressivement mirent en place leur propre administration et cadre réglementaire en matière de gestion des sols³. Même si les trois entités fédérées suivent des principes similaires en termes d'identification et de « remédiation » des pollutions des sols, il existe un bon nombre de points différents tels que les listes de polluants et les seuils retenus, les listes d'activités à risque ou encore la distinction entre pollution historique et pollution récente.

Quant à la qualité sanitaire des produits agricoles, elle reste du ressort des autorités fédérales. Cette compétence fut encore renforcée à la suite de la crise alimentaire dite « de la dioxine » de 1999 par la création de l'Agence de sécurité alimentaire (désormais Agence fédérale pour la sécurité de la chaîne alimentaire – AFSCA). Avec comme devise : « de la fourche à la fourchette », cette dernière contrôle l'ensemble de la chaîne alimentaire. Il est à noter que le lien entre la qualité sanitaire des sols et celle des produits alimentaires ne constitue pas un continuum naturel. Du côté régional, des modèles informatiques font partie de la procédure d'évaluation des risques des sols pour la santé humaine et l'environnement (Davila *et al.*, 2020). L'AFSCA, pour sa part, n'est pas compétente pour le contrôle et le suivi d'une contamination environnementale. Elle ne collabore avec les régions que dans le cadre de ses compétences, à savoir : le contrôle de la sécurité des denrées alimentaires et des aliments pour animaux qui se retrouvent dans les rayons des magasins. Les produits cultivés dans des jardins privés,

3. Région de Bruxelles-Capitale : ordonnance du 5 mars 1999 relative à la gestion et à l'assainissement des sols de la Région de Bruxelles-Capitale, entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2010, modifiée de manière substantielle le 23 juin 2017, ci-après ordonnance « Sols ». Région flamande : décret du 27 octobre 2006 relatif à l'assainissement des sols pollués et à la protection du sol, entré en vigueur le 1^{er} juin 2008, tel que modifié en dernier lieu le 27 octobre 2017, ci-après *Bodemdecreet*. La Région flamande est la première à avoir légiféré au sujet des sols qui étaient visés dès 1995 au sein du *Decreet houdende algemene Bepalingen inzake Milieubeleid*, ou décret relatif à la politique générale de l'environnement. Région wallonne : décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols, entré en vigueur le 6 juin 2009, ci-après décret « Sols » de 2008 remplacé par le décret du 1^{er} mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols. Pour l'essentiel, ce dernier est entré en vigueur le 1^{er} janvier 2019.

les œufs de poules et autres produits de particuliers restent dans la sphère privée et ne relèvent donc pas de la compétence de l'AFSCA⁴. Afin de pallier cette absence, certaines initiatives telles que « Sanisol » par l'administration de la Région wallonne visent à sensibiliser à la question de la pollution des sols, outiller et accompagner les jardiniers dans l'évaluation et la gestion des risques liés à la culture sur un sol pollué⁵. L'autoproduction soulevant de plus en plus de questions quant aux risques pour la santé liés aux pollutions relevées dans les sols, Sanisol propose aux jardiniers des conseils pour éviter les types de fruits et légumes qui accumulent les métaux lourds, par exemple. Après des analyses du sol, en cas de doute sur le transfert de polluants vers certaines espèces potagères, des recommandations pour une culture hors sols avec l'usage de terre propre d'origine connue pour éviter toute présence de polluants organiques sont données⁶. Toutefois, des recherches menées en France montrent que les recommandations de changements de pratiques sont peu suivies à moyen et long terme (Mougin *et al.*, 2020).

Passé industriel et agricole des sols

Alors que notre société tente à l'heure actuelle de s'adapter aux bouleversements engendrés par la désindustrialisation et la révolution digitale et d'en saisir les opportunités, nos régions ont depuis une vingtaine d'années lancé d'ambitieux politiques veillant à apurer une lourde et ancienne dette écologique résultant principalement des révolutions industrielles mais également agricoles qui ont façonné l'environnement du pays depuis plus de deux siècles. En effet, la petite Belgique densément peuplée est une vieille nation industrielle et industrielle. Elle fut la première sur le continent européen à suivre la révolution industrielle qui éclot en Grande-Bretagne à la fin du XVIII^e siècle (Hobsbawm, 2007). En outre, elle fut une très active et intensive économie agricole dont les rendements furent soutenus par les engrais chimiques depuis la fin du XIX^e siècle, auxquels s'ajoutèrent les pesticides au lendemain de la Seconde Guerre mondiale (Segers et Van Molle, 2004).

Au XIX^e siècle et durant la première moitié du XX^e siècle, Bruxelles a été le premier pôle industriel du pays en termes d'emploi et d'établissement. L'activité industrielle était constituée principalement de petites et moyennes entreprises. Traversée de part en part par le canal de Charleroi-Willebroek et aisément accessible par chemin de fer, la capitale belge était une région attractive pour le développement de l'industrie. De plus, l'importante mise en œuvre de la gare maritime de Tour et Taxis avait stimulé la croissance

4. <https://www.favvafsc2021.info/pfas>

5. http://environnement.sante.wallonie.be/files/document/pdf/Brochure_SANISOL.pdf

6. L'outil Sanisol propose des analyses de sols et une brochure informative sur la culture potagère en sol pollué. <https://www.wallonie.be/fr/demarches/recevoir-des-conseils-sur-le-type-de-legumes-cultiver-dans-mon-potager-grace-loutil-sanisol>

industrielle le long du canal de Laeken à Vilvorde (Vandermotten, 2015). Outre des lieux de production dans le Sud-Luxembourg ou encore dans le Brabant, la Révolution industrielle se concentra en Wallonie sur le sillon Sambre et Meuse qui détenaient les monopoles de la houille, du minerai de fer et des carrières. Au cours du long XIX^e siècle, la Wallonie était à l'avant-garde de l'activité industrielle, transformatrice et exportatrice de l'Europe occidentale. Grâce à une importante série d'investissements publics, la Flandre prendra le relais au lendemain de la Seconde Guerre mondiale en créant *ex nihilo* notamment une imposante sidérurgie et un pôle chimique sur les grands axes navigables et ferroviaires, tout en organisant une urbanisation extensive sur d'anciennes terres agricoles. Sa dynamique économie transformatrice et exportatrice s'appuiera également sur un imposant maillage de petites et moyennes entreprises (Cornelis, 2021). Après un développement florissant qui se poursuit jusqu'aux années 1960, la Belgique tente depuis lors de se relancer sur la base de ses ressources propres et de revenir à une trajectoire de développement conciliant l'économie, l'environnement et le social. L'un des leviers pour atteindre cet objectif est constitué par l'important, mais indispensable travail de réhabilitation des sites pollués, ou potentiellement pollués, afin de répondre aux nécessités de redéploiement économique par la création de nouveaux espaces, et visant à améliorer l'environnement. Certains territoires ont hébergé des activités diversifiées, tandis que d'autres se sont spécialisés. Ainsi, la région de Liège a concentré pendant plusieurs siècles des activités liées à la métallurgie, alors que celle d'Anvers, par exemple, s'est diversifiée autour de l'activité portuaire et chimique. Les provinces de Flandre occidentale et orientale restèrent de manière générale attachées à la production du tissu de lin et de coton qui a fait sa réputation depuis le Moyen Âge. La province du Limbourg a connu un développement économique plus tardif au XX^e siècle avec l'exploitation des mines de charbon de Campine. Au niveau agricole, l'activité se caractérise jusqu'au lendemain de la Seconde Guerre mondiale par une myriade de petites exploitations intensives en Flandre et de grandes productions céréalières en Brabant et en Hesbaye, la culture des plantes industrielles ou encore un élevage extensif du gros bétail dans le sud du pays (Blomme, 1993).

Les pollutions de sols et de nappes phréatiques sont très fréquentes dans les zones urbaines au passé industriel. Peu visibles, elles présentent des risques réels. Les pollutions rencontrées sont dues à des métaux lourds, des solvants, des hydrocarbures, des cyanures, etc. Elles peuvent être à la source de problèmes de santé tels que cancers, infertilité, troubles du système nerveux, irritations de la peau et des yeux, etc. En milieu urbain, les dangers de cette contamination pour les habitants sont accrus du fait de la mixité « logement-entreprise » et de la densité de population. La pollution du sol peut également avoir un impact significatif sur l'environnement en portant atteinte à la biodiversité, aux écosystèmes et aux nappes d'eau souterraines. La première démarche en cas de suspicion de contamination du sol est l'étude historique. Elle a pour finalité d'éclairer et d'orienter les éventuels travaux d'assainissement d'un site tant du point de vue de la gestion de la pollution que de celui de la conception d'un projet de réhabilitation. Dans un certain nombre de cas, la réhabilitation du site sera

considérée comme indispensable au vu de ses usages et de son environnement. La mise en place d'un programme de réhabilitation passe le plus souvent par des phases complémentaires de diagnostic afin d'acquérir des données de dimensionnement préliminaires aux actions de réhabilitation. Les diagnostics peuvent être de deux natures différentes. On distingue ceux reposant sur une étude documentaire de ceux reposant sur la mise en œuvre de campagnes de mesures sur le terrain. La recherche d'éléments d'information documentaires permet de collecter des données de nature et d'origine différentes (cartes, photographies, rapports d'étude, interviews de personnes ayant travaillé sur le site, etc.) afin de les recouper et de les vérifier, et dans la mesure du possible, de les localiser. Ces éléments d'information permettent de définir un cadre d'étude spatio-temporel, adapté à la nature des enjeux à préserver. Dans ce cadre, une étude historique vise à identifier les activités et pratiques susceptibles d'avoir entraîné une pollution du sol ou des eaux et d'identifier la nature et la quantité des polluants. Cette opération constitue l'une des premières étapes de l'étude préliminaire et précède la phase d'investigation des zones suspectes s'appuyant fondamentalement sur des stratégies d'échantillonnage et la phase d'interprétation des données (Antoine, 2017).

Bases de données sols

Afin de suivre l'état de leurs sols et de mieux assurer leur gestion, les trois régions belges ont entrepris d'identifier et de recenser les terrains susceptibles d'être pollués au travers de banques de données centralisées et actualisées. Elles recensent, pour chaque parcelle cadastrale, les données disponibles liées à un état de pollution éventuel du sol, passé ou présent, ainsi que les parcelles où s'exerce une activité posant un risque. Même si le traitement et la consultation d'informations récentes sont à peu de chose près similaires dans les trois parties du pays, elles diffèrent sensiblement pour leurs données historiques. Leur base historique est commune, à savoir les archives produites en application du décret impérial du 15 octobre 1810 relatif aux « Manufactures et ateliers qui répandent une odeur insalubre ou incommode ». Il s'agit d'enquêtes réalisées par les administrations publiques depuis la période française avant la prise de certaines décisions jugées d'utilité publique. Ce dispositif, qui inaugurerait le contrôle sanitaire de la pollution industrielle, avait comme but fondamental de protéger le capital industriel contre les récriminations des voisins. Suivant ce régime juridique, chaque activité industrielle était classée dans une catégorie impliquant des obligations spécifiques. Avec beaucoup d'adaptations, ce régime juridique a perduré jusqu'en 1946, date à laquelle il a été remplacé par le « Règlement général pour la protection du travail ». Au tout début du xx^e siècle, la législation de l'ancêtre du « Permis d'environnement » a imposé un nouveau cadre juridique. Ces archives sont des sources précieuses pour qui veut identifier les activités menées sur un site industriel, les technologies qui y ont été mises en œuvre, les normes techniques qui y sont associées, les nuisances environnementales générées, les conflits avec le voisinage, etc. (Antoine, 2017).

En Région bruxelloise, un inventaire de l'état des sols a été publié pour la première fois en 2002. La source principale de cette base de données spatiale était une collection d'archives d'autorisations d'entreprises insalubres et dangereuses (EID) que l'Institut bruxellois pour la gestion de l'environnement (IBGE) avait récupérée de l'ancienne province de Brabant. L'ordonnance bruxelloise sur les sols de 2004 a transformé cet inventaire en un outil juridique. Bruxelles Environnement (Antoine, 2017) avait alors répertorié les sites potentiellement pollués en Région de Bruxelles-Capitale, représentant près de 8 % de sa superficie totale. Après la nouvelle ordonnance de 2009, 14 640 parcelles cadastrales (environ 25 % du territoire régional) ont été marquées comme concernées par un risque de pollution dans l'inventaire de l'état des sols. La Région de Bruxelles-Capitale a privilégié l'option de s'inscrire au plus près de la temporalité dans laquelle travaillent les opérateurs du secteur de l'assainissement des sols en leur fournissant un accès direct à l'information qui leur est potentiellement utile. Au cours de ces évolutions, les principales sources utilisées pour alimenter l'inventaire étaient toujours les archives de l'EID en possession de Bruxelles Environnement⁷.

En Région flamande, chaque commune tient un inventaire des terrains à haut risque dont le sol est potentiellement contaminé. Cet inventaire dépend des activités qui ont eu lieu sur le terrain dans le passé. L'inclusion d'un terrain dans l'inventaire est communiquée à l'administration régionale en charge de la gestion des déchets, à savoir l'Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (désormais OVAM), qui traite les informations dans le registre d'information foncière. L'inventaire communal des terrains à risques joue un rôle informatif important dans la cession de terrains⁸. Le niveau de détail de ces archives dépend ensuite de la commune à laquelle elles appartiennent. Il est à noter que la conservation des archives communales est inégale. Ainsi, au moment de la fusion des communes en 1975, certaines ont parfois été perdues. Les archives provinciales constituant à peu de chose près des doubles des dossiers conservés dans les communes sont également consultées à la recherche d'informations supplémentaires. Curieusement, la masse des archives anciennes de cette série provinciale conservée dans les différents dépôts des Archives de l'État dans les provinces n'a pas été intégrée au système d'information sur les sols de la Région flamande.

En Région wallonne, la Banque de données de l'état des sols (BDES) a été mise en place avant la publication du décret « Sols ». Elle est également enrichie des immenses collections d'archives de l'EID conservées dans les dépôts des Archives de l'État dans les provinces. Ces collections ont été étudiées par le Centre d'histoire des sciences et des techniques (CHST) de l'université de Liège dans les années 2010. Cet important travail, basé sur une collaboration entre la Région wallonne, les Archives de l'État et l'université de Liège, a permis d'améliorer considérablement les inventaires existants. Malheureusement, cet ambitieux programme de recherche a été brutalement interrompu

7. <https://environnement.brussels/citoyen/outils-et-donnees/etat-des-lieux-de-lenvironnement/sols-etat-des-lieux#inventaire-de-letat-du-sol>

8. <https://ovam.vlaanderen.be/gemeentelijke-inventaris>

faute de financement. Le projet reste donc inachevé. Dès lors, le ministère wallon de l'Aménagement du territoire a alors choisi de mobiliser des informations historiques afin de guider les travaux de dépollution des opérateurs. Des méthodologies pour l'étude historique des terrains potentiellement pollués ont été développées, notamment par le CHST afin de constituer une recherche documentaire conséquente. Ensuite, une synthèse est réalisée par la confrontation de toutes les sources d'information, y compris les résultats de la prospection sur le terrain. L'objectif de ce type d'étude historique est d'orienter les travaux ultérieurs en décrivant précisément l'état du site et en distinguant, en matière de pollution des sols, les zones suspectes des zones non suspectes (Péters et Defêchereux, 2020).

Lors de la mise en place du nouveau cadre légal wallon pour la protection des sols en 2013, ce type d'étude historique est devenu une obligation légale. Elle fait partie de l'étude d'orientation définie par le Guide de référence pour l'étude d'orientation (GREO). Dans ce cadre, le CHST a publié en 2014 un remarquable inventaire des ressources documentaires disponibles, prenant en compte les documents les plus pertinents au regard des objectifs de l'étude historique. Une typologie des ressources documentaires et une méthode d'analyse ont été communiquées aux experts pour garantir la qualité des données historiques collectées⁹. Après dix ans de pratique de l'étude historique dans le cadre du décret « Sols », il semble que dans la majeure partie des cas, les experts maîtrisent mal le paysage des ressources documentaires qui leur semble nébuleux par manque d'expertise dans les sciences humaines (histoire et archéologie principalement), de temps et de précision dans les demandes adressées vers les gestionnaires de ressources documentaires. La question des temporalités éclaire les difficultés de mobilisation des données historiques. Les experts disposent de calendriers très contraignants pour la réalisation de leurs études. Ils planifient, en fonction des moyens disponibles, une étude historique qui ne peut excéder quelques jours. L'essentiel du temps consacré à l'étude d'orientation concerne la préparation et l'analyse des investigations de sol. Ils attendent donc des réponses rapides à leurs demandes de consultation de documents. En ce sens, une réponse négative peut être considérée comme une « bonne réponse », dans la mesure où l'expert ne perdra pas de temps en recherches documentaires. L'archiviste ou gestionnaire devrait répondre qualitativement à la demande de l'expert. Mais, dans la plupart des cas, identifier dans les fonds conservés des documents potentiellement intéressants nécessite une recherche interne qui ne peut pas être immédiate. Entre l'expert pressé et l'archiviste qui n'est pas en mesure de délivrer une réponse qualitative immédiate, il y a donc un hiatus. L'expert joue la montre dans une démarche quantitative, il envoie en début de recherches une série de mails aux divers gestionnaires d'archives sans réellement attendre de réponse positive qui l'obligerait à entamer des recherches documentaires.

9. <https://sol.enviroennement.wallonie.be/home/sols/sols-pollues/code-wallon-de-bonnes-pratiques-cwbp-étude-dorientation.html>

Apports possibles des archives historiques redevenues d'utilité administrative

Plus de trente ans de pratique d'assainissement des sols a démontré une forte hétérogénéité dans la qualité de l'information recueillie laissant de la sorte de nombreux angles morts. De l'aveu même des professionnels de la dépollution, il existe un important déficit d'information sur le passé des sites. Afin de pouvoir opérer un saut qualitatif nécessaire pour restreindre le coût des actes techniques à réaliser sur le terrain et en laboratoire, il faut pouvoir utiliser à plein la masse de documentation papier qui regorge dans les centres d'archives et les administrations. De même, le recours à des solutions radicales et coûteuses de dépollution, telles que l'excavation des terres, pourrait en partie être évité en ciblant plus précisément les zones posant problème ou au contraire celles potentiellement épargnées. Enfin, une meilleure connaissance de la chaîne historique des usages d'un sol peut permettre de pointer la présence de produits polluants pouvant passer sous le radar d'une reconnaissance standard des sols. Or, le développement et l'usage des techniques actuelles de l'information excluent pour une bonne part toutes les possibilités d'exploitation que recèlent les documents papier. Nous pourrions à cet égard parler de « fracture digitale ». Afin de contourner ce double écueil, il faut d'abord une prise de conscience de l'ensemble des acteurs du sol qui sont confrontés pratiquement quotidiennement à ce hiatus entre des demandes croissantes des multiples secteurs liés à la gestion et la planification de la ville, et l'incapacité technique de mettre à disposition ces gisements d'informations indispensables provenant du passé.

Comme par contraste, les pollutions des sols s'étalent sur une temporalité remontant au Moyen Âge, voire à l'Antiquité. Le cœur de la pratique archéologique consiste en la récolte de données permettant de reconstituer localement les paysages anciens, depuis les sols dits « en place » (sols naturels) jusqu'aux sols anthropiques et aux déplacements de terre (sous forme de remblai ou de réaménagement d'assiettes pour la construction et les aménagements urbains). Les archéologues peuvent relever des pollutions anciennes *via* des analyses physico-chimiques de prélèvement de terres noires anthropiques, ou encore *via* la documentation archivistique attestant d'activités polluantes en cave (orfèvrerie, tannerie, huilerie, distillerie...). Il n'est dès lors pas étonnant que l'un des pionniers dans la gestion des pollutions en Wallonie soit archéologue de formation. Au travers de son parcours au sein du CHST de l'université de Liège et de la Société publique d'aide à la qualité de l'environnement (Spaqua), Philippe Tomsin a appliqué à l'assainissement des sols les techniques de l'archéologie telles que la stratigraphie et la recherche en archives. Les lieux de conservation d'archives ont un rôle capital à jouer sur la compréhension de l'état des sols. De nouvelles pistes sont exploitables. Il convient à présent de les ouvrir à la consultation. Une difficulté majeure rencontrée par les gestionnaires d'archives est l'accès ou plutôt l'identification des demandes des professionnels et des bureaux d'études. Ces derniers ne disposent en général que d'une adresse ou d'un numéro de parcelle. Or, ces références cadastrales n'ont

de cesse d'évoluer à chaque changement d'affectation du bâti. De même, les noms de rues et les limites communales ont varié au cours du temps ou ne sont tout bonnement pas repris à l'inventaire.

L'Administration générale de la documentation patrimoniale (AGDP) regroupe, au sein du Service public fédéral des finances (SPF), les administrations appelées, jusqu'à il y a peu, du Cadastre, de l'Enregistrement et des Hypothèques¹⁰. Ces dernières ont produit, depuis leur institution à la fin du XVIII^e siècle, une masse phénoménale d'archives : de véritables bases de données papier que la transition numérique va conduire, ces dernières années, hors des murs de l'administration et rejoindre les collections des Archives de l'État. Ainsi, ces grands ensembles documentaires – qui, pour une large part, conservent une grande force probante et une importance juridique à très long terme – sont actuellement en train d'être rendus accessibles à un public plus large. Ouvrant ainsi le champ des possibilités d'exploitation au-delà des objectifs qui ont conduit à sa production. Ces ensembles d'archives cohérents peuvent ainsi tant alimenter l'étude des évolutions morphologiques des territoires, que permettre l'analyse de l'usage du bâti, des types de construction et fonction d'occupation, de l'usage de l'espace public, etc. Ils offrent la possibilité de reconstituer solidement et systématiquement toute transformation juridique ou matérielle d'un espace du plan parcellaire. Les principaux écueils de ces archives, notamment cadastrales, restent cependant leur technicité et leur volume.

L'inventaire du patrimoine industriel a démontré la pertinence de l'étude des anciens sites industriels. Des fiches descriptives complètes, tant au point de vue historique que patrimonial, sont un apport considérable à la connaissance des espaces urbains à préserver, voire réhabiliter. Ces informations d'ordre patrimonial contribuent à offrir de l'information relative à (i) l'identification des établissements industriels et des dépôts divers ; (ii) la description des activités industrielles menées ; (iii) la définition des pratiques industrielles ; et (iv) *in fine*, l'inventaire des polluants potentiels avec une réflexion sur les polluants moins classiques ou non normés. Cette typologie de terrains peut s'associer à des observations liées à la mobilisation de la littérature technique et l'examen des usages et des pratiques dans le domaine industriel au travers principalement des archives d'entreprises et de la collection historique des brevets. Il est à noter que les techniques ont évolué mais le vocabulaire usité également.

Les recherches archivistiques sur le sous-sol peuvent également offrir une meilleure connaissance du bâti souterrain, et permettre de la sorte de recueillir un maximum d'informations autour des éléments qui influent dans le déplacement d'une pollution. La connaissance d'infrastructures présentes dans le sol, telles que des fondations anciennes, les infrastructures d'utilité publique enterrées actuelles ou abandonnées (notamment d'adduction ou d'abduction d'eau), et les infrastructures liées à la mobilité (fondations routières, tunnels, métro, canal, etc.), apporte des éléments utiles à la compréhension de dissémination de contamination dans le cadre d'études de pollutions pour l'ensemble d'un quartier. Une connaissance plus précise des modifications de reliefs (zones de décharge

10. https://finances.belgium.be/fr/sur_le_spf/structure_et_services/administrations_generales/documentation_patrimoniale

publique, travaux de nivellement, comblement de dépressions, de zones d'extraction ou de cours d'eau, etc.) permet également de mettre en évidence des remblais suspects et une meilleure compréhension de l'extension de pollutions connues et de leur dispersion éventuelle. Ces cas de disséminations de pollution ne peuvent être interprétés que par une vision globale de la situation. L'étude historique d'une parcelle, pour être au plus proche de la réalité, doit être élargie au niveau du quartier. Établir un descriptif historique et économique des différentes communes permet de faciliter le travail du bureau d'études qui aura ainsi à sa disposition des clés de compréhension pour l'analyse du site à étudier ; clés qui pourront servir pour toute étude effectuée dans le même périmètre.

Il importe également de valoriser les savoirs citoyens qui constituent autant de sources indirectes d'information sur d'anciens sites industriels : photographies, documents, souvenirs, autant de pistes pour mieux comprendre un quartier. Ils proviennent directement de citoyens qui ont en leur possession des documents inédits. Au mieux, ils sont déposés dans un centre local d'archives ou sur un site internet. Malheureusement, trop de documents restent enfouis dans des tiroirs ou sont éliminés. Il faut veiller à pérenniser cette information, à conscientiser les citoyens de la valeur de ces souvenirs, à récolter les témoignages des personnes qui ont travaillé dans les anciens ateliers et usines. Ils sont les derniers témoins des processus d'activités ou encore des habitudes d'entreposage.

Comment des informations et connaissances nouvelles en matière de pollution de sol, issues de recherches historiques – et d'une méthodologie associée –, agissent-elles sur le système sociotechnique associé au sol et à son affectation, notamment au sein des systèmes d'acteurs spécifiques et de leur intentionnalité ? En particulier, les quartiers ayant connu une activité industrielle intensive durant plus d'un siècle sont « assainis », moyennant l'utilisation intensive d'excavatrices et le transport de terres pendant quelques jours de chantier. Des solutions basées sur la nature, telles que la phytoremédiation, sont rarement sélectionnées parce que le marché immobilier ne permet pas le temps long nécessaire à ce traitement. Une meilleure connaissance des sols et de leur historique serait donc un grand atout pour penser une ville et des projets urbains plus durables, et plus à même de faire face au changement climatique. Une meilleure prise en compte des sols dans les projets d'aménagement urbanistique permettrait de mieux les protéger, de les régénérer de façon adaptée ou de choisir un usage plus adapté à des sols trop fortement dégradés, tels que des zones d'entreposage, de parking, voire d'un retour d'activités industrielles en milieu urbain.

Les enseignements de la récente crise des composés per- et polyfluoroalkylés (PFAS)

Les multiples révélations de ces dernières années relatives aux taux de PFAS, dits « *forever chemicals* » au sein de l'Union européenne, se transforment en une déferlante à l'image de l'enquête menée par un consortium de journalistes et publiée notamment dans le quotidien français *Le Monde*. Il est indiqué à propos de ces produits chimiques

hautement toxiques : « Quant à 3M, qui fournissait à Dupont le PFOA [acide perfluorooctanoïque] nécessaire à la fabrication de Téflon, la firme a tant pollué les environs de son usine de Zwijndrecht, près d'Anvers (Belgique) et au-delà, que la zone serait des plus contaminées par le PFAS au monde. » (Horel, 2023). On ne peut que s'étonner en constatant que l'ampleur et l'ancienneté de la pollution étaient inconnues des autorités flamandes en dépit des lois, réglementations et procédures mises en œuvre par les administrations compétentes depuis des décennies. Il est également intéressant de détailler comment ce *hot spot* a été décelé et quel cheminement de compétences a pris ensuite cette révélation. Pour des raisons économiques, la Région flamande avait entrepris d'importants travaux d'infrastructure afin de désengorger la ville portuaire d'Anvers en creusant un tunnel sous l'Escaut. Ce dernier débouche en 2021 à Zwijndrecht à proximité d'une usine de la société américaine 3M, où étaient produits ces composés chimiques de synthèse quasi indestructibles et développés depuis les années 1940 pour résister à l'eau et à la chaleur. L'analyse réglementaire des terres excavées révèle des teneurs en sulfonate de perfluorooctane (PFOS) bien supérieures aux normes environnementales. Des études complémentaires sont menées à la fois sur les sols dans un périmètre qui s'est largement élargi et dans les cours d'eau. Les résultats alarmants et l'inquiétude de la population relayés par les médias et le monde politique ont poussé les autorités à prendre des mesures de précaution en matière d'agriculture et d'approvisionnement d'eau (Van Ossel, 2021), de même que des mesures de santé publique par des analyses sanguines des populations environnantes¹¹.

Le fait que les PFAS forment une grande famille de plusieurs milliers de produits chimiques synthétiques plaide indéniablement sur la nécessité de récolter, pour les substances problématiques, autant d'informations administratives que possible, mais également celles relatives aux procédés de fabrication, afin de pouvoir effectuer des recherches plus ciblées. Le nombre de produits qui font l'objet d'une surveillance des autorités publiques est limité et les coûts des analyses sont élevés (De Muelenaere, 2021). Cette démarche peut contribuer à repérer des polluants qui risquent en fonction de protocoles standards de passer sous le radar, ainsi qu'à mieux prendre en compte les effets cocktails et aider à définir des travaux de « remédiation » moins coûteux et plus respectueux de l'environnement.

L'actuelle crise environnementale des PFAS ne peut qu'inciter les administrations à continuer à renforcer la formation des experts en matière de sources documentaires utiles pour l'étude de sols, ainsi que l'échange et la dissémination des bonnes pratiques. Dans la même optique, il importe de faire appel au *crowdsourcing* afin de contribuer à contourner l'écueil financier auquel sont confrontés les pouvoirs publics pour l'alimentation de données historiques des bases de données numériques sols. Cette démarche permet en effet de mobiliser largement pour la récolte d'informations, mais également d'impliquer les citoyens dans la gestion et les usages du sol. Mais il

11. <https://www.zorg-en-gezondheid.be/nieuws/omwonenden-van-3m-fabriek-in-zwijndrecht-kunnen-zich-aanmelden-voor-een-bloedonderzoek-naar-pfas>

est à pointer que le règlement général sur la protection des données (RGPD), d'application au sein de l'Union européenne depuis le 25 mai 2018, risque de limiter toute marge de manœuvre possible par la mise en place d'un dispositif déterminant quels traitements sont autorisés et sous quelles conditions, ainsi que la façon dont les individus concernés peuvent faire valoir leurs droits¹². Dans cette optique, la consultation des bases de données de l'état des sols dans les trois régions belges est scindée en deux niveaux d'information : l'un pour le public, l'autre plus pointu et/ou rectifiable auquel peuvent accéder les propriétaires et/ou exploitants, ainsi que les personnes et sociétés accréditées.

À cet égard, le RGPD peut dès lors se placer en porte-à-faux avec la convention d'Aarhus signée en 1998 par la Communauté européenne et ratifiée par ses membres donnant aux personnes physiques et aux associations qui les représentent le droit d'accès à l'information et de participation au processus décisionnel en matière d'environnement, ainsi que d'exiger réparation si ces droits ne sont pas respectés¹³. Afin d'atténuer la portée de cette double contrainte, il peut être opportun de faire usage de la dérogation au RGPD accordée pour des « fins archivistiques dans l'intérêt public¹⁴ ». Cette dernière s'applique au traitement ultérieur des données à caractère personnel présentes dans les archives qui ont été transférées dans un service d'archives public, en vertu d'une obligation légale comme la loi sur les archives¹⁵.

Conclusion

Au niveau des citoyens, des administrations, comme des décideurs, il existe une prise de conscience collective sur la nécessité d'atteindre un niveau de qualité de l'eau et de l'air suffisant. En revanche, de par leur nature invisible et silencieuse, les pollutions du sol ne sont pas assez prises en compte. Le sol continue dès lors à être maintenu dans un carcan datant de la période napoléonienne, où les droits du propriétaire sont privilégiés au détriment d'autres usagers du sol. Deux siècles plus tard, la notion de « commun » réapparaît par les nuisances qui doivent être traitées collectivement, ouvrant de la sorte la voie vers un dialogue entre différentes composantes de la société. Toutefois, la gestion des sols pollués présente plusieurs obstacles d'ordre technique (diagnostic et traitement), financier (coûts des réaménagements), juridique ou encore d'accès à l'information. En outre, le sol fait l'objet de multiples concurrences devant concilier

12. <https://eur-lex.europa.eu/content/news/general-data-protection-regulation-GDPR-applies-from-25-May-2018.html?locale=fr>

13. Convention d'Aarhus sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement, Commission économique pour l'Europe des Nations Unies (CEE-NU), <https://unece.org/fileadmin/DAM/env/pp/documents/cep43f.pdf>

14. Article 89 du <https://gdpr-text.com/fr/read/article-89/>

15. La loi relative aux archives en Belgique du 24 juin 1955, modifiée par la loi du 6 mai 2009, *Moniteur belge*, 19 mai 2009.

des impératifs d'ordre alimentaire, d'infrastructure, sanitaire, patrimonial, climatique, économique ou encore de logement. Il s'agit dès lors de trouver de la marge en jouant sur les temporalités, les échelles et le champ chronologique. Ces défis doivent faire appel également aux citoyens afin de suppléer les manques de moyens financiers. Cette dynamique permet, dans le même mouvement, de démocratiser le processus de prise de décision en vue d'augmenter la plasticité des données numériques et les archives papier, dans leur traitement comme dans leurs usages.

Références bibliographiques

- Antoine F., 2017. Archives, outil de la réhabilitation des sites, *Cahiers bruxellois*, 49, 45-58.
- Cornelis L., 2021. Onderzoeksbalans industrieel erfgoed. Versie 2 september 2020, Gent, ETWIE.
- Blomme J., 1993. *The Economic Development of Belgian Agriculture: 1880-1980. A Quantitative and Qualitative Analysis*. Louvain, 443 p.
- Damar M., Delaunois P., 1988. Les organismes d'intérêt public en Belgique, *Courrier hebdomadaire du CRISP*, 6-7, 3-54.
- Davila F., De Muynck S., Marsin M., Scohier C., Swartenbroeckx M.-A., 2020. *Les sols pollués bruxellois : revue critique et propositions*. Étude IEB, 23. https://www.ieb.be/IMG/pdf/davila_de_muynck_et_al_2020_sols_pollues_ieb.pdf
- De Muelenaere M., 2021 (17 juin). Wallonie : d'autres pollutions historiques qu'en Flandre, mais non des moindres, *Le Soir*. <https://www.lesoir.be/378686/article/2021-06-17/wallonie-dautres-pollutions-historiques-quen-flandre-mais-non-des-moindres>
- Faniel J., 2020. Santé : une répartition complexe des compétences, *Santé conjugquée*, 93, 33-36.
- Hobsbawm E. J., 2007. *L'ère des empires 1875-1914*. Paris, Fayard, 496 p.
- Horel S., 2023 (23 février). Révélation sur la contamination massive de l'Europe par les PFAS, ces polluants éternels, *Le Monde*. https://www.lemonde.fr/les-decodeurs/article/2023/02/23/revelations-sur-la-contamination-massive-de-l-europe-par-les-pfas-ces-polluants-eternels_6162940_4355770.html
- Merenne-Schoumaker B., 1989. La réhabilitation des anciens sites industriels : l'expérience wallonne, *Hommes et Terres du Nord*, 4, 353-357.
- Mougin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy É., 2020. *Les sols urbains sont-ils cultivables ?* Versailles, éditions Quæ, 227 p.
- Péters A., Defêchereux O., 2020. Retour sur l'expérience wallonne. In Rémy É. (dir.), *Les sols urbains sont-ils cultivables*, Versailles, éditions Quæ, 151-167.
- Robben F., Desterbecq T., Maes P., 2006. L'expérience de la Banque-carrefour de la Sécurité sociale en Belgique, *Recherches et Prévisions*, 86, 19-31.
- Segers Y., Van Molle L., 2004. *Leven van het Land : Boeren in België 1750-2000*. Louvain, 190 p.
- Seiler J.-L., 1999. Un État entre importation et implosion : consociativité, participative et lotissement dans la sphère publique en Belgique. In : Delwit P., De Waele J.-M., Magnette P., *Gouverner la Belgique : Clivages et compromis dans une société complexe*, PUF, Paris, 19.
- Terrizzi R., 1995. *Le ministère de l'Intérieur (1830-1994)*. I. - Étude de l'administration centrale et répertoires des commissions et services publics. Série *Miscellanea Archivistica*. Bruxelles, Studia, 74, Archives générales du Royaume.

Van Ossel D., 2021 (12 juin). La Flandre secouée par un scandale environnemental qui nous concerne tous. <https://www.rtbf.be/article/la-flandre-secouee-par-un-scandale-environnemental-qui-nous-concerne-tous-10781726>

Vandermotten C., 2015. L'industrie bruxelloise : deux siècles et demi d'évolution, *Bruxelles Patrimoine*, 15-16, 8-21.

Yante J.-M., 2003. Le projet de recherche : « Les organismes d'intérêt public ou parastataux en Belgique. Créations, action, fonctionnement ». In : Yante J.-M., Tallier P.-A. (dir.), *Les parastataux en Belgique au xx^e siècle. Législations. Évolutions récentes / De parastatalen in België tijdens de 20^{ste} eeuw. Wetgeving. Recentevolutes. Série Miscellanea Archivistica Miscellanea. Studia*, Bruxelles, 153.

4. Secteur d'information sur les sols (SIS) : le droit civil au renfort du droit de l'environnement

Maylis Desrousseaux, Cécile Cessac

Dans un contexte d'aménagement où la disponibilité foncière n'est plus la norme, les projets de réhabilitation des friches urbaines et industrielles se multiplient depuis un peu moins d'une dizaine d'années. Conséquence de ce phénomène, la question pourtant ancienne de la conservation et de la transmission de l'information liée à la pollution du sol se pose aujourd'hui de façon plus aiguë. Rares sont les villes qui ne s'engagent pas dans la reconversion de ces espaces laissés à l'abandon, soit en maîtrise d'ouvrage publique, soit du fait d'aménageurs privés. Autrefois considérées comme impropres à un changement d'usage, notamment à l'aune de considérations budgétaires, les friches industrielles présentent désormais un potentiel de développement. La rareté du foncier en certains endroits, ainsi que la dynamique nouvelle insufflée par l'adoption de la loi dite Climat et résilience (2021), qui a fixé le cadre de mise en œuvre de l'objectif « zéro artificialisation nette » (ZAN) des sols, semblent avoir modifié les poids de la balance économique des projets.

Ce constat peut être expliqué comme résultant d'une succession de lois visant à favoriser les projets de reconversion des friches, et en particulier celles caractérisées par la présence d'une pollution des sols. La reconversion des sites et sols pollués – car c'est bien de cela qu'il s'agit – interroge aujourd'hui le droit civil, le droit de l'urbanisme et le droit de l'environnement, dans leur capacité à conserver et à transmettre l'information (plutôt encombrante) de la pollution, même lorsque cette dernière est considérée comme gérée. En ce domaine, des améliorations sont attendues et à défaut, pourraient émerger une problématique sanitaire d'ampleur, bien que discrète, en raison de la lenteur des manifestations des risques et nuisances générés par des sources de pollution diffuse.

La pollution du sol : une information progressivement rendue publique

À l'inverse de la pollution de l'eau, la pollution du sol ne se manifeste pas nécessairement par une modification perceptible du milieu. Sauf exception, elle n'a en effet rien d'aussi remarquable que le spectacle macabre de poissons à la dérive. Par ailleurs, ceint par les hautes clôtures d'un site souvent sécurisé, un sol pollué s'offre au regard de peu

de témoins en dehors des salariés de l'usine, et bien souvent elle ne sera « découverte » qu'à l'occasion d'un changement d'exploitant ou de la disparition du propriétaire. Par conséquent, et bien que l'état des sols soit compris dans le champ d'application du droit à l'information en matière d'environnement, si le droit n'était pas venu encadrer le sujet de l'information de la pollution des sols, cette donnée-là serait restée privée. Il s'agissait en effet uniquement d'une information *inter partes* qui n'était attendue qu'entre un vendeur et son acheteur, ou bien d'un propriétaire à son locataire. Dans ce registre, les juridictions judiciaires saisies de litiges portant sur l'annulation de ventes à la suite de la découverte d'une pollution du sol ont élaboré leur propre définition de cette notion, mais surtout la Cour de cassation oriente progressivement son interprétation du droit vers la détermination d'un principe général d'obligation de dépollution (Boutonnet, 2013).

La pollution du sol a longtemps été invisibilisée, ne connaissant pas d'autre cadre juridique d'expression que celui du droit des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) ou encore celui des déchets. Ce n'est qu'au tournant des années 2010 que, porté par l'essor du droit industriel de l'environnement, un véritable régime de police de la pollution des sols s'est développé (Thieffry, 2011). Il en a notamment découlé la création d'un outil cartographique : le secteur d'information sur les sols (SIS), qui identifie à l'échelle parcellaire les terrains « où la connaissance de la pollution des sols justifie (...) la réalisation d'études de sols et de mesures de gestion de la pollution pour préserver la sécurité, la santé ou la salubrité publiques et l'environnement » (art. L. 125-6 c. env.). Arrêtée par le préfet puis annexée au plan local d'urbanisme, cette carte rend publique et accessible la pollution du sol.

La pollution gérée ou la disparition de l'information

Afin de ne pas pénaliser les propriétaires de terrains ayant supporté une ICPE ou dont une pollution serait connue, le droit prévoit qu'une fois considérée comme gérée, l'information relative au passé du site disparaît. Ainsi, les SIS n'identifient pas les anciennes ICPE ayant fait l'objet d'une remise en état dûment constatée par l'administration. La principale limite de ce mécanisme réside dans la méthode d'identification très restrictive des parcelles « candidates », puisque peu de recherches de terrains ont été réalisées pour leur élaboration. Il s'agit en effet en grande majorité des terrains déjà identifiés par les bases de données BASIAS¹ et BASOL². À titre d'exemple, 37 sites sont répertoriés par le SIS de Paris, dont la majorité se trouve dans le 19^e arrondissement (arrêté préfectoral du 13 janvier 2020), tandis que par contraste, l'Institut Paris Région a identifié grâce à son outil Cartofriche³ un potentiel de 800 espaces à Paris et en petite couronne. Sans dire que les friches sont nécessairement polluées, un tel écart de chiffre donne tout de même matière à réflexion.

1. Base de données d'anciens sites industriels et activités de service.

2. Base de données des sites et sols pollués.

3. Plateforme de visualisation de l'inventaire national des friches.

C'est l'usage passé du sol plutôt que son état réel qui va faire peser sur lui une présomption de pollution. L'invisibilisation est donc double et un nombre important de sols pollués reste ainsi méconnu du simple fait des zones d'ombre du droit (Damien, 2017). Cette approche soulève des interrogations quant au suivi des sites ayant fait l'objet de mesures de gestion mais qui prévoient, comme c'est majoritairement le cas, des mesures de suivi et de surveillance. En effet, le droit en vigueur fixe un objectif de compatibilité entre le sol et son usage. Plus précisément, si une parcelle est comprise dans un SIS, le porteur de projet à l'origine du changement d'usage devra faire conduire une étude de sol par un bureau d'études certifié, attestant de cette compatibilité (article L. 556-2 du Code de l'environnement). La notion de compatibilité induit que des pollutions qualifiées de résiduelles demeurent, même après les opérations de remise en état. Or, bien que résiduelles, ces pollutions relèvent tout de même du champ d'application du droit à l'information en matière d'environnement, et ce d'autant plus si des comportements particuliers sont attendus de la part des usagers. Mais, limitée à ce cadre, l'obligation d'information ne s'étend pas au-delà (article L. 556-1 du Code de l'environnement), ce qui souligne l'intérêt d'avoir recours à d'autres mécanismes pour combler les lacunes du SIS.

Un facteur de risque potentiel à long terme

Le régime juridique des sites et sols pollués ne comporte pas de dispositions spécifiques à la qualité de l'air intérieur. Ce sujet est traité au sein d'une section spécifique du Code de l'environnement qui renvoie à des « valeurs guides pour l'air intérieur » définissant un niveau de concentration de polluants pour un espace clos donné, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné⁴. Bien que ce dispositif ait considérablement été renforcé ces dernières années, il reste anecdotique en ce qui concerne la qualité de l'air des logements édifiés sur d'anciens sites et sols pollués. Par exemple, le régime juridique de la surveillance et du contrôle de la qualité de l'air intérieur ne s'intéresse que marginalement aux transferts des composés organiques volatils (COV) des sols vers les bâtiments.

À ce jour, l'application réglementaire de ces dispositions se limite au formaldéhyde et au benzène⁵, ainsi qu'au dioxyde de carbone dans le cadre limitatif des établissements recevant du public⁶. Concernant d'autres polluants, il faut se référer aux valeurs guides de qualité de l'air intérieur de l'Anses⁷. Or, les sources principales

4. Art. R. 221-29 c. env.

5. Décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène.

6. Décret n° 2012-14 du 5 janvier 2012 relatif à l'évaluation des moyens d'aération et à la mesure des polluants effectuées au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur de certains établissements recevant du public.

7. <https://www.anses.fr/fr/content/liste-des-valeurs-guides-de-qualite-d-air-interieur-vgai-de-l-anses>

de ces différents polluants proviennent (quasi) essentiellement des matériaux utilisés lors de la construction du bâtiment, de l'ameublement, de solvants ou du trafic routier, de l'agriculture ou des industries minières, manufactures, etc. Sur les onze substances analysées, il est fait mention des risques d'émanation des sols contaminés vers l'intérieur des bâtiments pour trois d'entre elles : le naphthalène, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène.

L'usage ou la valorisation d'un site pollué (ou susceptible de l'être) implique non seulement de répondre aux demandes élémentaires d'information des futurs occupants, propriétaires ou opérateurs, mais encore de pouvoir assurer la traçabilité et la pérennité de ces informations dans le temps. Or, au stade opérationnel, le praticien soucieux de qualifier un site et de connaître le régime juridique qui lui est appliqué est confronté à une mosaïque de dispositifs qui réglemente l'usage du sol l'obligeant à embrasser des champs réglementaires aussi différents que complexes tels que le droit de l'urbanisme, le droit de l'environnement, le Code du patrimoine ou encore le Code de la construction et de l'habitation, et plus récemment le droit de l'énergie.

Se pose ainsi la question de la limite du niveau d'information relative à une pollution du sol à rechercher et sa transcription dans les documents contractuels tels que les actes de vente, les baux ou autres conventions à conclure entre un propriétaire et ses potentiels acheteurs ou occupants.

La mémoire des lieux, une contractualisation difficile

À côté des instruments d'information de type cartographique et disposant d'une qualification de servitudes d'utilité publique (SUP) ou de SIS, et plus généralement tous les mécanismes de porter à connaissance⁸ effectués dans le cadre de l'étude de la faisabilité d'un projet, des outils de droit privé peuvent également être mobilisés.

L'introduction de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués évoque que « [...] les objectifs [...] des instruments de mémoire individuelle mis en place sur un site donné sont doubles : garantir la conservation de la mémoire des pollutions présentes ; fixer les usages des milieux compatibles avec ces pollutions, c'est-à-dire les usages qui ne présentent pas de risques *inacceptables pour les populations* [...] Lorsque le projet de réhabilitation conduit à laisser en place des pollutions en les confinant, les restrictions d'usage inscrites dans les documents d'urbanisme (servitudes d'utilités publiques) ou fonciers (conservation des hypothèques ou livre foncier) permettent non seulement de garder la mémoire des pollutions, mais surtout d'explicitier les risques pour les populations et les précautions à prendre en cas de modification de l'état des bâtiments et des sols ou de changement des usages ».

8. Art. L. 132-1 à L. 132-4 et R. 132-1 et R. 132-3 de Code de l'urbanisme, précisé par la circulaire DPPR/SEI2/FA-07-0066 du 4 mai 2007 relative au porter à connaissance « risques technologiques » et maîtrise de l'urbanisation autour des installations classées.

Là où le SIS prévoit une obligation de vérifier la compatibilité entre la pollution constatée et l'usage projeté et où les SUP vont imposer des restrictions d'usage ou des interdictions sur les terrains concernés, les outils de droit privé viennent couvrir également les cas de pollution « connue », mais qui n'auraient pas fait l'objet d'inventaire ou ne seraient pas couverts par la police des déchets ou des ICPE. En pratique, ces cas peuvent être très nombreux.

À titre d'illustration on peut citer le cas de déploiement d'un projet de production d'énergie renouvelable (lequel doit être réalisé en priorité sur les sites dits dégradés) sur un site dont on ne retrouve pas l'historique. Les sites de dépôts sauvages ou non réglementés sont nombreux, obligeant les collectivités à prendre des délibérations spécifiques pour reconnaître leur statut particulier. Par l'effet du temps, ces sites pollués ont souvent retrouvé une apparence naturelle alors qu'ils causent en réalité de graves préjudices à la qualité du sol et des eaux souterraines, ainsi qu'à la biodiversité. Dans ce cas, comme dans tant d'autres cas de pollution accidentelle ou subie, une telle pollution ne peut être appréhendée que par le biais de la déclaration d'un vendeur ou d'un bailleur dans le cadre d'un contrat de location ou de vente. À défaut, il engagerait sa responsabilité pour vice caché, voire dol. Les sanctions peuvent ainsi aller de la résolution de la vente, au versement de dommages et intérêts jusqu'à la mise en danger d'autrui.

Si le champ réglementaire s'est structuré autour d'outils collectifs ayant pour objectif d'être opposables au plus grand nombre et de faciliter l'information de la pollution des sols, l'intervention du droit privé dans la collecte de l'information et de sa transmission ne doit pas être négligée.

La contractualisation, un chaînon de l'information incontournable

En pratique, dans le cadre de la mise en œuvre de projets, il reste indispensable pour le propriétaire du site et/ou ses occupants de pouvoir justifier des mesures mises en œuvre pour garantir la conformité de l'usage du site avec la réglementation applicable. En cas de contrôle ou de contentieux liés, par exemple, aux conditions d'occupation du site et/ou des constructions édifiées ou à édifier, le propriétaire doit rapporter qu'il a satisfait à l'ensemble de ses obligations en matière d'information sur le passé de l'immeuble⁹. À l'inverse, il peut demander à son occupant les actions mises en œuvre pour respecter les prescriptions découlant de cette situation. Il faut néanmoins préciser qu'une telle contractualisation ne peut pas avoir pour effet de détourner le sens de la loi et faire supporter à un tiers la charge et la responsabilité de celui à qui il incombe d'en répondre à l'administration.

En revanche, il faut admettre que l'information et la publicité liées à des actes privés restent limitées. Elles peuvent faire l'objet d'un enregistrement au fichier foncier (pour

9. Voir en ce sens : cour d'appel, Lyon, 1^{re} chambre civile A, 20 octobre 2022 – n° 21/08664.

les droits réels tels que les baux à construction ou les baux emphytéotiques, ou encore de publication pour les baux commerciaux de plus de douze ans), mais l'opposabilité aux tiers est beaucoup plus limitée que celle déployée pour les outils de droit public (type SUP précité ou SIS).

Cette contractualisation reste indispensable pour s'assurer du maintien des dispositifs techniques et de maintenance associés aux dispositifs techniques constructifs mis en œuvre sur le site. Il s'agit ici de s'assurer que la chaîne contractuelle des différents locateurs d'ouvrages qui ont contribué à la construction d'un ouvrage ou d'infrastructures sur un site pollué est continue, du maître d'œuvre à la société de construction, en passant par le contrôleur technique. Les dispositions contractuelles doivent contenir, outre les engagements habituels de respecter et de se conformer aux autorisations administratives et d'urbanisme, les normes, les documents techniques unifiés (DTU) et les règles de l'art qui peuvent guider les pratiques en matière de préservation du site.

À titre d'illustration, et en lien avec le contrôle de la qualité de l'air, le maître d'ouvrage doit s'assurer que les futurs propriétaires et occupants du site sont parfaitement informés du niveau de maintenance et de veille qu'il convient de mettre en place (par le biais de contrat de maintenance, avec des obligations de moyens ou de résultats selon le niveau d'efficacité recherché ou à respecter). Différents facteurs devront être pris en compte pour s'assurer de l'acceptabilité des mesures à mettre en œuvre et les niveaux de contrôle à déterminer (organisation de concertation préalable, transcription dans les titres et baux, déclinaison des dispositifs dans des chartes et autres documents explicatifs de fonctionnement des sites). La justification de cette pérennité contractuelle des engagements pris par le maître d'ouvrage lors de la mise en œuvre du projet est une condition essentielle de l'efficacité du dispositif.

La question de la limite de ces restrictions d'usage se pose : si on peut imaginer qu'elles pourraient être contractualisées sous la forme de servitudes, au sens des dispositions du Code civil, et donc être opposables à tous les acquéreurs successifs, elles ne doivent néanmoins pas être un « outil rigide davantage tourné vers le passé que vers l'intérêt général lié à la reconversion des friches » (Boivin et Souchon, 2022). À l'heure où le Conseil d'État a admis que « le droit de chacun de vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé, tel que proclamé par l'article premier de la Charte de l'environnement, présente le caractère d'une liberté fondamentale au sens de l'article L. 521-2 du Code de justice administrative¹⁰ », il convient de ne pas oublier que ce droit a nécessairement pour corollaire un droit à l'information de l'état des sites et de leur pollution passée, présente et à venir.

10. Conseil d'État, 20 septembre 2022, n° 451129 et CE 19 avril 2023, n° 472633, Assoc. FNE Midi-Pyrénées.

Références bibliographiques

- Boivin J.-P., Souchon A., 2022. *Vers un droit réel de restriction d'usage. Sites et sols pollués*. Antony, Éditions Le Moniteur, 350 p.
- Boutonnet M., 2013. Autonomie et effectivité de l'obligation légale de dépollution, *Environnement et développement durable*, 12, 83.
- Damien T., 2017. Les sols pollués : risques invisibles ou refus de voir les risques?, *Revue Rîseo* (2), 55-67.
- Thieffry P., 2011. L'inexorable montée en puissance du droit de l'environnement industriel de l'Union européenne. La nouvelle directive sur la prévention et la réduction intégrées de la pollution, *Actualité juridique de droit administratif*, 10, 556-561.

5. Développement d'un indice spatialisé de pollution potentielle en éléments traces métalliques des sols urbains en Île-de-France

Mathilde Basuyau, Laure Chabalier, Philippe Branchu

Introduction

Les sols urbains, définis comme l'ensemble des sols de l'enveloppe urbaine et périurbaine soumis à l'influence humaine (Blanchart *et al.*, 2018 ; Libessart *et al.*, 2022), rassemblent des sols très différents, depuis des sols relictuels de la couverture pédologique locale, jusqu'à des sols scellés, imperméabilisés (Branchu et Montagne, 2020). Ces sols, en tant que surface caractérisée par des occupations et usages, sont bien connus et décrits spatialement par différentes bases de données (Corine Land Cover, fichiers fonciers, OCS GE¹, etc.) ; il n'en est rien de leur qualité, définie par leur multifonctionnalité qui s'exprime en trois dimensions. Cette thématique de la qualité des sols reste largement une approche scientifique (Bünemann *et al.*, 2018), même si elle s'est invitée récemment aux agendas politique et réglementaire (loi Climat et résilience, stratégie nationale pour la biodiversité, projet de directive européenne sur la santé des sols) en portant la préservation des sols et la lutte contre leur artificialisation.

En milieu urbain, les sols, de par leurs fonctions, rendent des services essentiels à la production de biomasse, à la régulation du cycle de l'eau, à la lutte contre les îlots de chaleur urbains, au changement climatique, au cadre de vie, etc. Ces services peuvent être contraints par l'artificialisation des sols et notamment par leur pollution. Si la pollution des sols associée aux sites et sols pollués est relativement bien connue car encadrée réglementairement², les niveaux de contamination des sols urbains plus ordinaires ne le sont pas. Les collectivités ne peuvent alors pas planifier les aménagements urbains dont les usages peuvent mettre en contact les usagers avec le sol (agriculture

1. OCS GE est une base de données de référence pour la description de l'occupation du sol de l'ensemble du territoire métropolitain et des départements et régions d'outre-mer. <https://geoservices.ign.fr/ocsg>

2. Code de l'environnement – Livre V : Prévention des pollutions, des risques et des nuisances. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006129026/-LEGISCTA000006129026

urbaine, jardinage, espaces verts...). Dans ce contexte de rareté de la donnée, et malgré les efforts de capitalisation engagés ces dernières années, notamment par le BRGM qui pilote la base de données nationale sur les sols urbains BDSOLU (Brunet *et al.*, 2023 ; <https://www.bdsolu.fr>), il est nécessaire de mettre à disposition des collectivités des outils d'aide à la décision leur permettant de « hiérarchiser » le foncier au regard de la pollution potentielle des sols. C'est dans ce contexte qu'un travail de création d'un indice de pollution potentielle (IPP) des sols urbains du territoire francilien a été engagé dans le cadre du troisième plan régional santé environnement (PRSE3) d'Île-de-France (2017-2021).

Les objectifs de cet article méthodologique sont de définir le périmètre géographique des sols urbains en Île-de-France, puis de présenter le modèle conceptuel et la construction de l'indice, et enfin d'appliquer une première version de l'IPP dédié aux éléments traces métalliques (ETM) puis d'en discuter les limites.

Méthodologie

I Les sols urbains

La notion de sol urbain est ici assimilée à celle de sol en proximité des objets construits (bâti, infrastructure de transport, parking, etc.). Le travail d'élaboration de la couche géographique incluant ces sols urbains s'est appuyé sur la définition de l'Insee de l'unité urbaine : « L'unité urbaine est une commune ou un ensemble de communes qui comporte sur son territoire une zone bâtie d'au moins 2 000 habitants où aucune habitation n'est séparée de la plus proche de plus de 200 m. » Cette définition a été adaptée afin de fournir une vision infracommunale de l'espace, d'y intégrer les surfaces bâties au sens large (non restrictif aux lieux d'habitation), les surfaces imperméabilisées (routes, dalles, etc.), d'enlever la référence au nombre d'habitants et de réduire la distance assurant la continuité entre deux zones construites à 100 m. La zone dans laquelle le sol est considéré comme affecté par l'objet construit est de 20 m autour de celui-ci.

La couche « Bâti » utilisée est celle de la BD Topo de l'IGN. Un filtre de surface a été généré pour éviter que les petits bâtiments isolés (transformateurs, hangars...) ne génèrent une surface urbaine. Le mode d'occupation des sols (MOS) de l'Institut Paris Région (IPR) a été utilisé pour « boucher » les trous correspondant à des surfaces construites non prises en compte par la BD Topo. Les infrastructures de transport de la BD Topo ont ensuite été ajoutées à l'enveloppe. L'enveloppe ainsi délimitée, appelée par la suite « tache urbaine », regroupe l'ensemble des sols affectés par une construction et définit donc le périmètre de l'objet d'étude, les sols urbains. La tache urbaine a ensuite été renseignée en matière d'occupation du sol par le millésime 2017 du MOS francilien produit par l'IPR, et en niveau d'imperméabilisation des sols par la couche « *Imperviousness Density 2018* » du programme européen d'observation de la Terre Copernicus.

■ L'Indice de pollution potentielle (IPP)

Les indicateurs sont des grandeurs qualitatives ou quantitatives mesurées à partir de faits observables (OECD, 2008), ils permettent une interprétation de la réalité (Charlot-Valdieu et Outrequin, 2006, cités dans Balestrat, 2011). La combinaison de ces données en un indicateur composite (ou indice) cherche à donner une information synthétique sur un phénomène complexe, et suppose de nombreux choix méthodologiques. La démarche générale développée ici s'appuie en grande partie sur un guide de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) dédié aux indicateurs composites (OECD, 2008). Les principaux choix effectués pour créer l'IPP sont présentés par la suite mais sans être détaillés.

Cadre théorique et sélection des données

L'IPP vise à hiérarchiser les sols urbains franciliens selon un niveau potentiel de pollution établi en l'absence de données physico-chimiques accessibles. La première version de l'indice ici présentée ne considère que la pollution aux ETM qui sont les éléments les plus étudiés d'un point de vue bibliographique.

Le modèle Forces-Pressions-État-Impacts-Réponses (FPEIR) a été utilisé pour décrire la problématique de la pollution des sols. Adopté par l'Agence européenne de l'environnement pour le pilotage des politiques publiques, il propose un cadre d'analyse mettant en évidence des relations de cause à effet entre des facteurs environnementaux et humains (Smeets et Weterings, 1999). Selon ce modèle, les évolutions sociétales (par exemple, croissance démographique, industrialisation) – appelées forces motrices – sont à l'origine de pressions (émissions de substances ou de chaleur, ou consommation de ressources) pouvant entraîner des changements d'état de l'air, de l'eau et du sol. Les impacts de ces changements environnementaux sur la société humaine et son écosystème (par exemple, problèmes sanitaires, érosion de la biodiversité) peuvent occasionner la mise en œuvre de mesures – les réponses –, qui peuvent elles-mêmes infléchir les forces motrices à l'œuvre, modifier la nature et l'intensité des pressions, ou agir directement sur la qualité des compartiments de l'environnement.

La première étape de construction de l'IPP consiste à identifier par une revue de littérature scientifique les facteurs territoriaux (forces) associés à des concentrations d'ETM plus ou moins élevées dans les sols (état), puis à cartographier leur zone d'influence. Sept facteurs territoriaux ont ainsi pu être identifiés : l'activité industrielle (Pelfrène *et al.*, 2020), la circulation routière (Tedoldi *et al.*, 2021), l'occupation du sol (Shi *et al.*, 2021), les usages et les pratiques propres aux sites (tel l'apport d'intrants par les jardiniers, Joimel *et al.*, 2016), les pratiques de remblaiements d'anciennes carrières, les épandages historiques de déchets (Charvet et Nold, 2020).

D'autres facteurs tels que le chauffage urbain, la circulation, etc., vont générer un apport diffus de polluants sur ces sols urbains. Ici, seuls les facteurs générant une anomalie anthropique sont considérés. Une anomalie 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 (Ademe, 2018).

En outre, le fond pédogéochimique et ses anomalies naturelles peuvent expliquer des hétérogénéités spatiales de concentration en ETM dans certaines régions et doivent à ce titre être intégrés dans l'IPP.

Une seconde étape vise à sélectionner des jeux de données permettant de caractériser le niveau de pollution en ETM des sols situés dans la zone d'influence de chaque facteur territorial. Lorsqu'aucune donnée d'état n'est disponible pour statuer sur le caractère «anomalique» des concentrations, des données de pressions sont recherchées : il s'agit de données portant sur des flux d'ETM dirigés vers les sols ou les décrivant indirectement. L'hypothèse sous-jacente est que plus la pression polluante s'exerce sur un sol est importante, plus la concentration en polluants du sol et le risque pour ce dernier d'être pollué sont élevés. Enfin, s'il n'est possible de mobiliser ni des données d'état ni des données de pressions, un niveau de pollution des sols est déduit à partir des caractéristiques du facteur territorial considéré.

Le tableau 5.1 récapitule les facteurs territoriaux retenus pour construire l'IPP et, lorsqu'ils existent, les jeux de données identifiés pour chacun d'eux ainsi que le millésime utilisé dans la méthode.

Tableau 5.1. Jeux de données identifiés pour le calcul des indices dimensionnels de l'IPP

Facteurs territoriaux corrélés à une pollution aux ETM des sols		Données pour cartographier les sols concernés	Données pour caractériser le niveau relatif de pollution aux ETM des sols
Activité industrielle	Sites et sols pollués	SIS 2022, Géorisques	ZRP 2017, DRIEE
	Émetteurs de polluants atmosphériques	RRTP 2020, Géorisques	RRTP 2020, Géorisques
	Anciens sites d'activités	CASIAS 2021, Géorisques	BD ActiviPoll 2018, BRGM
Circulation routière		BD Topo avril 2022, IGN	BD Topo avril 2022, IGN
Occupation du sol		Évolumos 2017, IPR MOS 1949, IPR	Tableau établi à dire d'expert 2021, CEREMA
Usages et pratiques propres au site*		Données indisponibles	Données indisponibles
Remblaiement d'anciennes carrières*		Cartes de l'IGC (Paris et sa petite couronne)	Jeu de données non identifié
Épandage historique de déchets*		Anciennes zones d'épandage de la ville de Paris	Jeu de données non identifié
Fond pédogéochimique*		Petites régions agricoles 2020, Agreste	BDETM 2010, Gis Sol

* Facteur territorial ne faisant pas l'objet d'un calcul d'indice dimensionnel, intégré dans la première version de l'IPP.

Trois sources de données ont été sélectionnées pour cartographier les sols dont le niveau de pollution aux ETM est influencé, ou potentiellement influencé, par une activité industrielle : les SIS, le Registre des Rejets et Transferts de Polluants (RRTP) et la Carte des Anciens Sites Industriels et Activités de Services (CASIAS).

- La couche vectorielle SIS fournie par le site Géorisques localise à l'échelle parcellaire les sols dont « la connaissance de la pollution justifie, notamment en cas de changement d'usage [...], la réalisation d'études de sols et de mesures de gestion de la pollution [...] » (article L. 125-6 du Code de l'environnement). Un croisement avec la couche vectorielle produite par la DRIEE³ et identifiant à l'échelle cadastrale les « zones à risque de pollution » (ZRP) permet de filtrer les SIS concernés spécifiquement par une anomalie de concentration en ETM⁴.
- Le RRTP, diffusé sur Géorisques, permet de localiser par un couple de coordonnées (x, y) certaines installations industrielles émettant des polluants dans l'air. Dans la construction de l'IPP, il est supposé que les sols soumis aux retombées atmosphériques de ces émetteurs fixes se trouvent dans une zone tampon de 500 m autour de leur point de géolocalisation⁵. Le niveau de pollution potentielle des sols est appréhendé *via* la quantité annuelle d'ETM émis dans l'atmosphère, également renseignée par le RRTP.
- La CASIAS, également publiée par Géorisques, informe sur le passé industriel du territoire dès la fin du XIX^e siècle. Les anciens sites d'activités sont localisés à l'échelle d'une commune ou par un point placé au niveau de leur centroïde ou de leur adresse. Seuls les sites géolocalisés par un point sont retenus dans la construction de l'IPP. Leur emprise cadastrale reste néanmoins inconnue. De plus, la CASIAS ne présume en rien de la contamination des sols à l'endroit des sites et ne renseigne pas sur des pressions polluantes passées. Le niveau de pollution des sols aux ETM est alors appréhendé par l'indice de confiance fourni par la BD ActiviPoll (BRGM) qui corrèle certaines activités, décrites par un code NAF (nomenclature d'activités française), à la présence d'ETM dans les sols, gaz du sol et eaux souterraines.

Pour cartographier les sols potentiellement concernés par une pollution aux ETM liée aux retombées atmosphériques issues de la circulation routière, un tampon de 50 m a été tracé autour des tronçons de route de la BD Topo. Il a ensuite été supposé que les émissions et dépôts d'ETM sur les sols croissaient avec le trafic. Si les données de trafic moyen journalier sont mobilisables à l'échelle régionale, leurs conditions d'acquisition et d'utilisation sont hétérogènes. Une hypothèse de lien entre le trafic et la typologie de la route (décrite par le champ « Importance » de la BD Topo) a alors été posée. Les « liaisons entre métropoles composant l'essentiel du réseau européen »

3. DRIEE pour direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie; devenue direction régionale et interdépartementale de l'environnement, de l'aménagement et des transports (DRIEAT) en 2021.

4. La couche ZRP datant de 2017, il sera nécessaire dans un deuxième temps d'extraire les données liées à la pollution des sols des fiches associées aux SIS.

5. Dans la réalité, la zone d'influence dépend de facteurs de dispersion tels que l'orientation des vents dominants ou la présence d'obstacles.

ont ainsi été associées au trafic le plus fort, suivies des « liaisons entre départements », puis des « liaisons entre villes à l'intérieur d'un département ». Les voiries de desserte locale n'ont pas été prises en compte.

La région Île-de-France dispose d'un MOS produit par l'IPR. La couche « Évolumos », qui rend compte des évolutions entre les millésimes publiés tous les trois à cinq ans depuis 1982, et le MOS de 1949 sont utilisés pour cartographier les changements d'occupation du sol. Une note reliant un poste d'occupation du sol à une pollution potentielle aux ETM a été créée à dire d'expert par le Centre d'études et d'expertise sur les risques, la mobilité et l'aménagement (CEREMA). Le niveau de pollution potentielle des sols est estimé à partir des notes associées à leurs occupations pour 1949, 1982 et 2017. La note la plus faible est associée aux milieux naturels (forêts et espaces d'eau) et semi-naturels et la plus forte aux emprises des divers réseaux de transports.

Les usages et pratiques propres à un site ne sont quant à eux pas renseignés de manière systématique dans une base de données ou une couche cartographique et ne sont donc pas pris en compte ici.

Pour ce qui est de l'épandage historique de déchets (boues, gadoues, etc.) et du remblaiement des exploitations anciennes d'extraction de matériaux par différents matériaux et déchets, des données pourraient être mobilisées mais nécessitent un travail en archives préalable. Elles n'ont pas été intégrées à cette première version de l'IPP.

Concernant le fond géochimique, la variabilité spatiale des concentrations en ETM dans les sols naturels franciliens étant relativement faible, ce facteur territorial n'est pas utilisé.

Sur la base des données disponibles à l'échelle régionale, immédiatement utilisables dans une méthode faisant appel aux systèmes d'information géographique (SIG), cinq indices spatiaux dits « dimensionnels » sont calculés. Il s'agit d'indices relatifs aux sites et sols pollués, aux émetteurs fixes de polluants atmosphériques, aux anciens sites d'activités, à la circulation routière et à l'occupation du sol. De leur agrégation résulte la première version de l'IPP.

Construction des indices dimensionnels

La création d'un indice spatialisé nécessite de définir un objet spatial de référence sur lequel agréger l'ensemble des données. La maille carrée de 200 m de côté de la grille nationale proposée par l'Insee est utilisée pour croiser les informations de pollution potentielle portées par des géométries surfaciques variables (parcelles dans le cas des SIS, zones tampons dans le cas des RRTP ou de la circulation routière, polygones de modèles d'occupation du sol) et des géométries ponctuelles (points de géolocalisation dans CASIAS). Les dimensions de l'objet spatial de référence se veulent cohérentes avec la précision géographique des données sélectionnées. Pour calculer l'IPP, seuls les carreaux de la maille Insee intersectant la tache urbaine francilienne (périmètre d'intérêt de l'étude) sont conservés.

Les indices dimensionnels sont ensuite construits comme des indices « à notation » (Devillers *et al.*, 2005). Pour chacun d'entre eux, les mailles de la grille se voient affecter

deux notes qui renvoient à des classes de valeurs définies à dire d'expert (croisement des données issues de la littérature et expertise des auteurs). La première note décrit la présence du facteur territorial considéré au sein de la maille. La seconde note caractérise sur cette maille le niveau de pollution potentielle des sols se trouvant dans la zone du facteur territorial en question. La valeur finale des indices dimensionnels correspond au produit normalisé⁶ de ces deux notes, qui est ensuite discrétisé en 2 à 5 classes par la méthode des seuils naturels de Jenks⁷. Ce calcul n'est pas sans rappeler une formule du risque donnée comme le produit de la probabilité d'occurrence d'un danger et de la gravité des dommages qu'il peut causer.

La figure 5.1 illustre, à titre d'exemple, la construction de l'indice dimensionnel lié aux anciens sites d'activité. La maille (a) contient deux sites CASIAS dont les activités sont potentiellement associées à la présence d'ETM dans les sols. L'indice de confiance traduisant ce lien est donné par la BD ActiviPoll : il vaut au maximum 7 pour l'un des sites et 8 pour l'autre. Selon les classes de valeurs définies dans les tableaux 5.2 et 5.3, la note

Tableau 5.2. Classes de valeurs définies pour la note «Présence du facteur» de l'indice dimensionnel lié aux anciens sites d'activité

Densité d'anciens sites d'activité par maille (données CASIAS)	Note «Présence du facteur»
0	1
1-4	2
5-8	3
Plus de 8	4

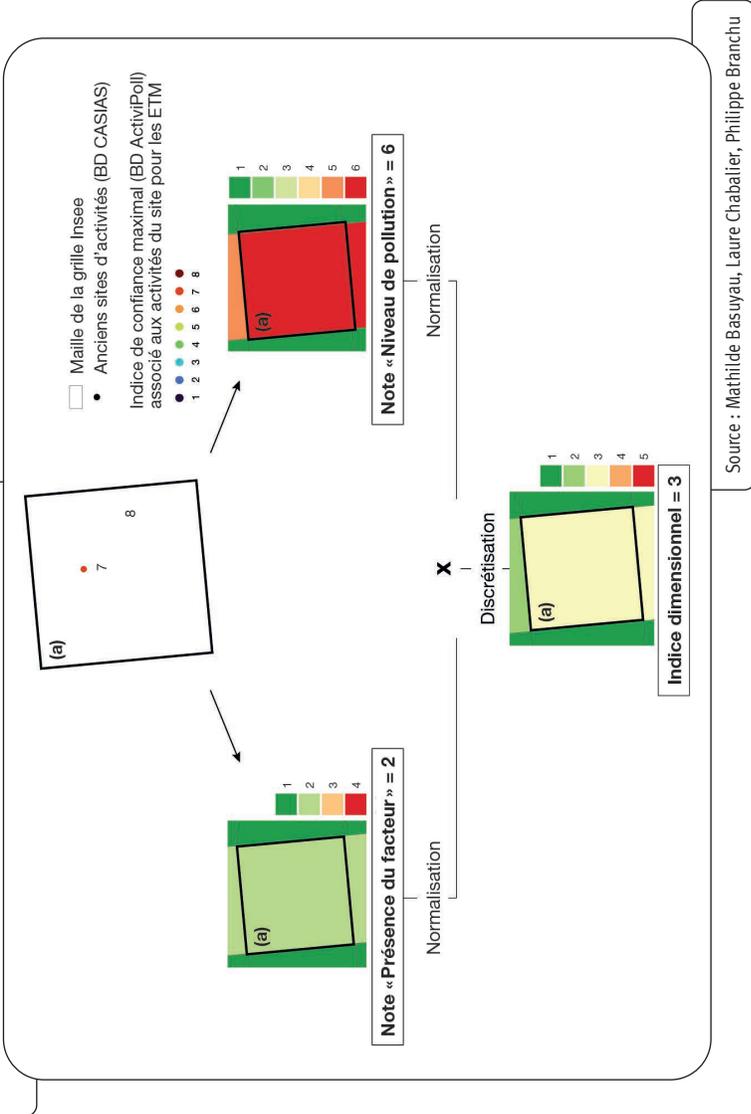
Tableau 5.3. Classes de valeurs définies pour la note «Niveau de pollution» de l'indice dimensionnel lié aux anciens sites d'activité

Moyenne des indices de confiance maximaux associée aux sites d'une maille (données BD ActiviPoll)	Note «Niveau de pollution»
[1 ; 1,5[1
[1,5 ; 3,5[2
[3,5 ; 5,5[3
[5,5 ; 6,5[4
[6,5 ; 7,5[5
[7,5 ; 8]	6

6. La méthode du *ranking* est la méthode de normalisation utilisée tout au long de la construction de l'IPP (Teknomo, 2015).

7. Algorithme intégré au logiciel SIG libre QGIS.

Figure 5.1. Principe de construction de l'indice dimensionnel lié aux anciens sites d'activité



Source : Mathilde Basuyau, Laure Chaballier, Philippe Branchu

«Présence du facteur» de la maille (a) vaut 2 (car la densité de sites est comprise entre 1 et 4), et la note «Niveau de pollution» vaut 6 (car la moyenne des indices de confiance maximaux est égale à 7,5).

Pondération et agrégation des indices dimensionnels

La somme pondérée est la méthode d'agrégation la plus communément utilisée lors de la création d'indices (on parle aussi d'agrégation arithmétique). Facile et transparente dans sa mise en œuvre, sa principale limitation réside dans l'interprétation à donner aux poids affectés aux différents indicateurs agrégés entre eux. En effet, les poids ne traduisent pas l'importance relative d'un indicateur dans le phénomène complexe à mesurer, mais la capacité d'un indicateur à compenser les valeurs obtenues par les autres indicateurs (Greco *et al.*, 2019).

Pour l'IPP, on attribue à chaque indice dimensionnel une note comprise entre 0 et 1, traduisant la robustesse de sa relation à une pollution avérée des sols aux ETM. Cette relation est jugée la plus forte lorsque le niveau de pollution est appréhendé *via* des données d'état (indice lié aux sites et sols pollués). Elle perd en robustesse lorsque des données de pressions, directes ou indirectes, sont convoquées (indice lié aux émetteurs fixes de polluants atmosphériques, indice lié à la circulation routière). Elle est la plus faible lorsque le niveau de pollution se déduit des modalités prises par le facteur territorial (indices liés aux anciens sites d'activités et à l'occupation du sol). Le tableau 5.4 présente ces notes qui, une fois normalisées entre elles, donnent les poids de chacun des indices dimensionnels.

Tableau 5.4. Pondération des indices dimensionnels

Indices dimensionnels	Note de robustesse	Poids
Sites et sols pollués	1	0,33
Émetteurs de polluants atmosphériques	0,8	0,27
Circulation routière	0,7	0,23
Anciens sites d'activités industrielles et de service	0,3	0,1
Occupation du sol	0,2	0,07

Pour obtenir les valeurs finales de l'IPP, les sommes pondérées des notes normalisées des indices dimensionnels sont discrétisées en cinq classes par la méthode de Fisher-Jenks⁸. L'IPP se présente donc comme un entier compris entre 1 et 5 : plus il est élevé, plus le niveau de pollution potentielle des sols est élevé comparativement au reste des sols franciliens.

8. Algorithme appelé *via* la fonction R `getBreaks` du package `cartography`. La méthode Fisher-Jenks repose sur le même principe que la méthode Jenks, donne des résultats similaires, mais est bien plus rapide à exécuter. Ce paramètre a son importance car les opérations d'agrégation des indices dimensionnels et de discrétisation du résultat final seront répétées 100 fois lors de l'analyse d'incertitude et de sensibilité.

Analyse d'incertitude et de sensibilité

Les indices sont le fruit de multiples choix méthodologiques qui ont tous leur part de subjectivité et génèrent des incertitudes sur le résultat final. L'analyse d'incertitude vise à quantifier l'incertitude du résultat en sortie induite par les incertitudes des facteurs en entrée, alors que l'analyse de sensibilité cherche à identifier les facteurs d'incertitude en entrée qui contribuent le plus à l'incertitude du résultat en sortie. Appliquées aux indicateurs composites, ces techniques mathématiques permettent d'interroger les étapes de traitement des données manquantes, de normalisation, de pondération et d'agrégation (Saisana *et al.*, 2005). Elles ne permettent toutefois pas d'appréhender les incertitudes non quantifiables (par exemple, certains critères de qualité des données) (Burgass *et al.*, 2017) et il n'existe pas, à notre connaissance, de méthode pour évaluer les incertitudes liées à l'agrégation spatiale (Miller *et al.*, 2013). Par ailleurs, dans la pratique, les analyses d'incertitude et de sensibilité réalisées pour des analyses spatiales multicritères portent essentiellement sur l'étape de pondération (Chen *et al.*, 2010 ; Fildes *et al.*, 2022 ; Ghorbanzadeh *et al.*, 2018 ; Ligmann-Zielinska et Jankowski, 2014 ; Xu et Zhang, 2013).

Pour l'IPP, une analyse d'incertitude et de sensibilité dite « *One-at-a-Time* » (OAT) a été menée selon la méthodologie développée par Fildes *et al.* (2022). 100 résultats de l'indice ont été obtenus en faisant varier un à un les poids originellement affectés aux indices dimensionnels (tableau 5.4) de - 100 % à + 100 %, avec un pas de 10 %. Il est alors possible de suivre les valeurs de l'IPP portées par chaque maille de la grille Insee au cours des 100 simulations (analyse d'incertitude), et d'appréhender l'influence de chaque poids en comparant les simulations où lui seul a varié avec les autres simulations (analyse de sensibilité).

Résultats

■ Les sols urbains

La tache urbaine est principalement générée par l'agglomération parisienne et d'autres agglomérations en périphérie. Mais chaque surface bâtie génère également une tache urbaine. Chaque tache urbaine « bâtie » est reliée à une autre par un réseau de transport. Sur cette base terminologique, qui permet de définir et situer les sols urbains, 22 % (soit près de 2700 km²) de la région Île-de-France (12012 km²) est constituée de sols urbains, le reste correspondant à des espaces agricoles, forestiers ou naturels. Au sein de ces sols urbains, 52 % sont des sols non imperméabilisés.

■ L'indice de pollution potentielle

Les notes 1 et 2, valeurs les plus faibles de l'IPP, sont portées par près de trois quarts des mailles, ce qui représente 48,1% de la surface totale des sols urbains. La note 3, qui

constitue la classe de valeur intermédiaire, représente 11,6 % des mailles et concerne 18,2 % de la surface totale des sols urbains. Ainsi, 17,3 % des mailles prennent les valeurs 4 et 5 (10,6 % et 6,7 % respectivement), et permettent d'identifier les sols urbains qui sont potentiellement les plus pollués aux ETM d'Île-de-France. Ces sols couvrent une surface d'environ 580 km² (23,6 % de la tache urbaine) et se trouvent principalement en Seine-et-Marne (environ 115 km²), dans les Yvelines (environ 94 km²) et dans l'Essonne (environ 80 km²).

Au cours des 100 simulations générées pour mener les analyses d'incertitude et de sensibilité, seuls 22,6 % des mailles conservent la même valeur d'IPP que celle calculée avec les poids des indices dimensionnels d'origine. Les mailles dont l'IPP d'origine vaut 1 ainsi qu'une minorité des mailles prenant la valeur 5 (0,2 %) appartiennent à cette catégorie. Pour 43,8 % des mailles, l'IPP peut être amené à diminuer d'un point. Les incertitudes liées à la variation des poids des indices dimensionnels sont les plus importantes pour les valeurs intermédiaires et hautes de l'IPP : entre les 100 simulations, des écarts d'au moins 2 points sont observés pour près de 80 % des mailles dont l'IPP d'origine est compris entre 3 et 5.

L'analyse met par ailleurs en évidence une sensibilité particulière de l'IPP au poids de l'indice dimensionnel lié à la circulation routière. Ses variations de - 100 % à 100 % entraînent à elles seules des incertitudes sur la valeur de l'IPP pour 18,5 % des mailles. 87,4 % des écarts de 3 points et 98,1 % des écarts de 4 points entre les valeurs obtenues pour l'IPP au cours des 100 simulations lui sont exclusivement dus. Les mailles concernées par ces écarts se trouvent principalement au niveau des axes routiers de Seine-et-Marne, des Yvelines et de l'Essonne, et ont un IPP d'origine compris entre 3 et 5.

Discussion

■ Que conclure des analyses d'incertitude et de sensibilité ?

L'IPP présente un comportement plutôt stable pour environ deux tiers des mailles : sa valeur reste constante ou diminue d'un point, quels que soient les poids testés lors des analyses d'incertitude et de sensibilité.

Pour la majorité des mailles restantes, le choix du poids de l'indice dimensionnel lié à la circulation routière impacte fortement le résultat final de l'IPP. Ce poids relativement élevé repose sur deux hypothèses : relation typologie/trafic et trafic/pollution, dont la première reste à valider statistiquement et nécessite donc une investigation complémentaire.

■ Limites des analyses d'incertitude et de sensibilité

Une part des incertitudes associées à l'IPP sont non quantifiables et échappent aux méthodes mathématiques d'analyses d'incertitude et de sensibilité. Si la précision

géographique des données a guidé le choix de l'objet spatial de référence, si les poids des indices dimensionnels ont été définis en fonction de la pertinence des données pour caractériser le niveau de pollution des sols, des sources d'incertitudes telles que la non-exhaustivité des jeux de données ne sont pas prises en compte dans la présente méthode. Leur impact sur le résultat final est potentiellement non négligeable. À titre d'exemple, sur 738 sites recensés en 2020 dans le RRPT, 558 ne se voient affecter d'aucun flux de polluants (soit 75,6%)⁹.

De plus, bien qu'alignée sur les pratiques identifiées dans la littérature, la méthode OAT mise en œuvre reste partielle en n'interrogeant pas les choix de normalisation et d'agrégation des données en plus de la pondération des indices dimensionnels.

La méthode « *One-at-a-time* » a par ailleurs des limites clairement identifiées dans la littérature (Fildes *et al.*, 2022 ; Ligmann-Zielinska et Jankowski, 2014 ; Saltelli *et al.*, 2019). Elle a pour avantages d'être relativement facile à mettre œuvre, instinctive et visuelle, mais elle suit un plan d'expérience qui ne permet pas de couvrir l'intégralité du domaine d'incertitude. De plus, les interactions éventuelles entre les facteurs d'incertitude ne sont pas prises en compte. Une analyse de sensibilité globale (telle que celle menée par Ligmann-Zielinska et Jankowski, 2014) permettrait de contourner ces limites. Elle n'est toutefois pas adaptée à la méthode de développement de l'IPP en raison des temps de calculs demandés notamment par les opérations de discrétisation de Fisher-Jenks.

■ Comment communiquer sur les résultats de l'IPP et leurs incertitudes ?

Au vu des incertitudes intrinsèquement liées au développement d'un indicateur composite spatial, la communication autour des résultats de l'IPP constitue un enjeu majeur (Burgass *et al.*, 2017).

Afin de tenir compte des résultats des analyses d'incertitudes et de sensibilité, un filtre pourrait, par exemple, être ajouté à la restitution cartographique pour que n'apparaissent que les mailles de la grille Insee où l'IPP serait à la fois élevé et suffisamment robuste. Il pourrait s'agir des mailles où l'IPP vaut soit 5, soit 4 ou 5 sur les 100 simulations générées lors de la méthode OAT. Une autre possibilité serait de proposer deux cartes, une présentant le résultat de l'IPP et l'autre le niveau d'incertitude associé.

Si des considérations d'incertitudes et de sensibilité peuvent pour un public non averti compliquer l'information véhiculée par l'indice, il reste crucial d'assurer la transparence de sa méthode, et de permettre son exploration par ses sous-indicateurs, voire ses données sources (Burgass *et al.*, 2017). Ainsi les choix méthodologiques qui génèrent des incertitudes non quantifiables échappant au spectre des méthodes mathématiques peuvent être traçables, voire visibles sur une carte. À titre d'exemple, pour l'indice dimensionnel « Sites et sols pollués », la présence d'un SIS n'est détectée que s'il

9. Les données ont été téléchargées en juillet 2022.

recouvre au moins 25 % de la surface d'une maille. L'agrégation des données sur une surface carrée de 200 m de côté peut donc diluer, voire effacer une information de pollution des sols. La consultation de la couche SIS à partir de laquelle a été calculé l'indice dimensionnel permettrait d'identifier les parcelles polluées qui n'auraient pas été prises en compte dans le résultat final de l'IPP.

Conclusion

L'indice spatial présenté dans cet article propose une hiérarchisation des sols urbains franciliens (de 1 à 5) en fonction d'un niveau potentiel de pollution aux ETM. Près de 24 % de la tache urbaine francilienne (5 % de la région Île-de-France) est caractérisée par un indice supérieur ou égal à 4. Ce résultat reste provisoire car la méthode est encore incomplète. Différents ajouts pourront être faits dans une deuxième version du calcul de l'indice en prenant en compte : d'autres substances tels les composés organiques (hydrocarbures, etc.); d'autres facteurs territoriaux tels que les zones d'épandages d'eaux usées, les anciennes carrières; d'autres sources de données, telles que celles des historiens et/ou archéologues de l'environnement.

Au-delà, des limites propres au choix de la méthode et à son application, l'analyse d'incertitude et de sensibilité du résultat final se heurte au caractère non quantifiable de certaines sources d'incertitudes en entrée. La construction de l'IPP repose en effet sur des choix méthodologiques établis à dire d'experts concernant notamment la définition des classes de valeurs servant au calcul des indices dimensionnels et des poids affectés aux indices dimensionnels. La constitution et le recours à un groupe d'experts selon les recommandations de Burgman *et al.* (2011) et Sutherland et Burgman (2015) permettraient de consolider ces choix en réduisant les incertitudes liées à l'expression d'une seule subjectivité (Burgass *et al.*, 2017).

La communication faite autour des résultats de l'indice semble être une voie pour plus de transparence sur les limites de l'information communiquée par l'indice. Un projet d'application *webmapping* permettant au destinataire de l'IPP de consulter les indices dimensionnels et les données sources sur lesquelles il est bâti est en cours de développement pour remplir cette fonction.

Cet indice, qui s'appuie sur des hypothèses de cause à effet entre présence d'un facteur territorial et pollution d'un sol, permet de classer les sols selon un gradient de pollution potentielle mais ne saurait se substituer à l'acquisition et à la capitalisation de données sur les sols. La production de données sur les sols par les collectivités permettra également de valider le caractère opérationnel de l'indice et pourra servir à consolider les choix méthodologiques liés à la méthode.

Le caractère générique de cette méthode qui mobilise des données disponibles sur le territoire national permet d'envisager une application sur toute la France, lorsque la deuxième version de l'indice sera produite.

Remerciements

Les auteurs remercient le Plan régional santé environnement n° 3 de l'Île-de-France pour son soutien financier.

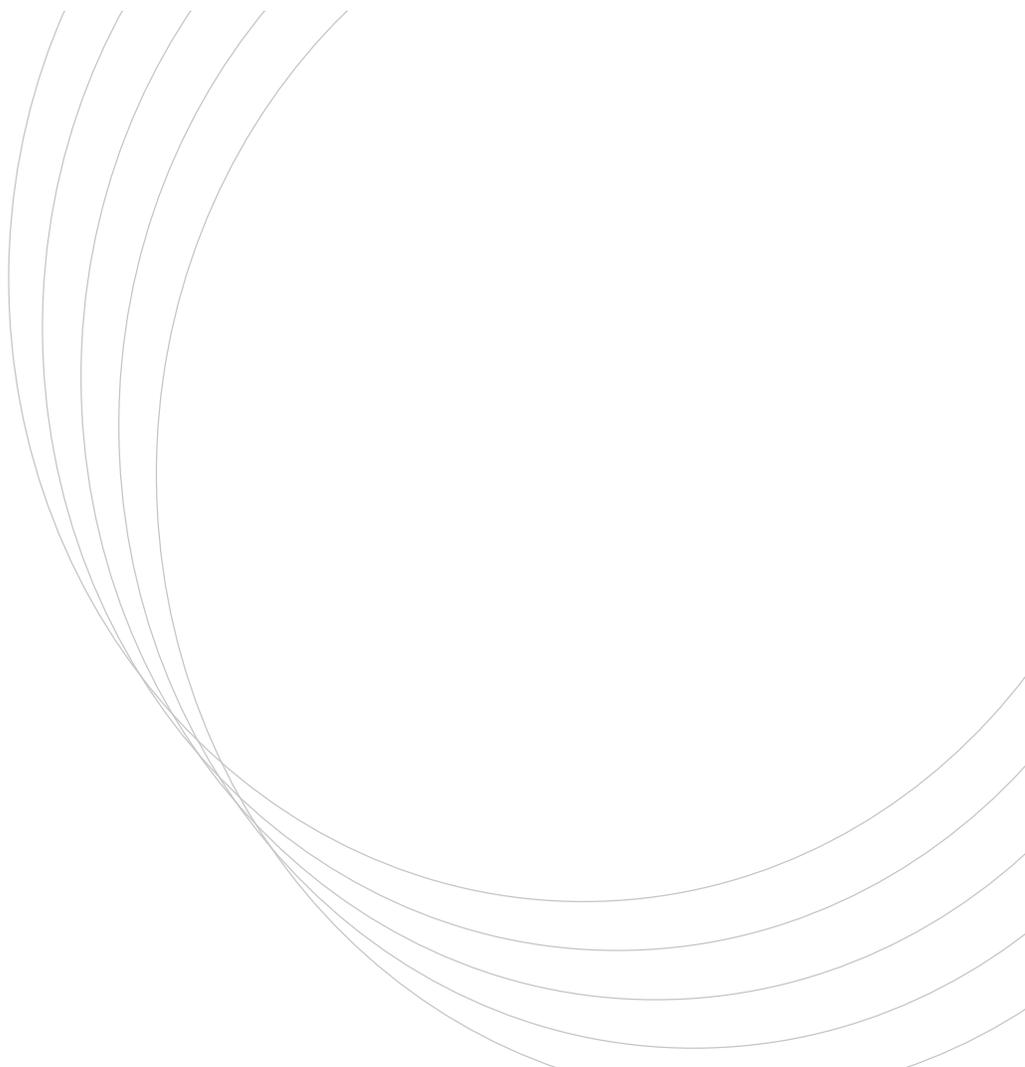
Références bibliographiques

- Ademe, 2018. *Guide pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols – Échelle d'un territoire : Pour une connaissance de la qualité chimique habituelle des sols*. Groupe de travail sur les valeurs de fonds, 112 p.
- Balestrat M., 2011. *Système d'indicateurs spatialisés pour la gouvernance territoriale : Application à l'occupation des sols en zone périurbaine languedocienne*. Thèse de doctorat, spécialité Géographie, université de Montpellier 3, 402 p.
- Blanchart A., Geoffroy S., Cherel J., Warot G., Stas M., Consalès J.-N., Morel L.-L., Schwartz C., 2018. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils, *Landscape and Urban Planning*, 176, 1-9.
- Branchu P., Montagne D., 2020. Les sols (péri)urbains : entre gradients d'anthropisation et de contamination. In : Mouglin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy E. (coord.), *Les sols urbains sont-ils cultivables ?*, Versailles, éditions Quæ, 16-23 (coll. Matière à débattre et décider).
- Brunet J.-F., Branchu P., Eychène C., Belbeze S., Guyonnet D., 2023. L'offre du GIS Sol aux politiques d'aménagement urbain, *Étude et Gestion des Sols*, 30, 195-206.
- Bünemann E. K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R. E., De Deyn G., de Goede R., Flesskens L., Geissen V., Kuyper T. W., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., van Groenigen J. W., Brussaard L., 2018. Soil quality – A critical review, *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burgass M. J., Halpern B. S., Nicholson E., Milner-Gulland E. J., 2017. Navigating uncertainty in environmental composite indicators, *Ecological Indicators*, 75, 268-278.
- Burgman M., Carr A., Godden L., Gregory R., McBride M., Flander L., Maguire L., 2011. Redefining expertise and improving ecological judgment, *Conservation Letters*, 4(2), 81-87.
- Charlot-Valdieu C., Outrequin P., 2006. Développement durable et renouvellement urbain : Des outils opérationnels pour améliorer la qualité de vie dans nos quartiers. Paris, L'Harmattan, 296 p. (coll. Villes et Entreprises).
- Charvet R., Nold F., 2020. Qualité des terres urbaines en Île-de-France. In : Mouglin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy E. (éd.), *Les sols urbains sont-ils cultivables ?*, Versailles, éditions Quæ, 24-40 (coll. Matière à débattre et décider).
- Chen Y., Yu J., Khan S., 2010. Spatial sensitivity analysis of multi-criteria weights in GIS-based land suitability evaluation, *Environmental Modelling & Software*, 25 (12), 1582-1591.
- Devillers J., Farret R., Girardin P., Soulas G., 2005. *Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides*. Lavoisier, 280 p.
- Fildes S. G., Bruce D., Clark I. F., Raimondo T., Keane R., Batelaan O., 2022. Integrating spatially explicit sensitivity and uncertainty analysis in a multi-criteria decision analysis-based groundwater potential zone model, *Journal of Hydrology*, 610, 127837.
- Ghorbanzadeh O., Feizizadeh B., Blaschke T., 2018. Multi-criteria risk evaluation by integrating an analytical network process approach into GIS-based sensitivity and uncertainty analyses, *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 9 (1), 127-151.

- Greco S., Ishizaka A., Tasiou M., Torrisi G., 2019. On the Methodological Framework of Composite Indices: A Review of the Issues of Weighting, Aggregation, and Robustness, *Social Indicators Research*, 141 (1), 61-94.
- Joimel S., Cortet J., Jolivet C. C., Saby N. P. A., Chenot E. D., Branchu P., Consalès J.-N., Lefort C., Morel J.-L., Schwartz C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France, *Science of The Total Environment*, 545-546, 40-47.
- Libessart G., Franck-Néel C., Branchu P., Schwartz C., 2022. The human factor of pedogenesis described by historical trajectories of land use: The case of Paris, *Landscape and Urban Planning*, 222, 104393.
- Ligmann-Zielinska A., Jankowski P., 2014. Spatially-explicit integrated uncertainty and sensitivity analysis of criteria weights in multicriteria land suitability evaluation, *Environmental Modelling & Software*, 57, 235-247.
- Miller H. J., Witlox F., Tribby C. P., 2013. Developing context-sensitive livability indicators for transportation planning: a measurement framework, *Journal of Transport Geography*, 26, 51-64.
- OECD 2008. *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide*. Methodology and User Guide, 162 p.
- Pelfrène A., Bidar G., Détriché S., Waterlot C., Pruvot C., Douay F., 2020. Spécificités des potagers en contexte (péri)urbain au lourd passé industriel. In : Mouglin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy E. (coord.), *Les sols urbains sont-ils cultivables ?* Versailles, éditions Quæ, 41-63 (coll. Matière à débattre et décider).
- Saisana M., Saltelli A., Tarantola S., 2005. Uncertainty and sensitivity analysis techniques as tools for the quality assessment of composite indicators, *Journal of the Royal Statistical Society: Series A*, 128 (2), 307-323.
- Saltelli A., Aleksankina K., Becker W., Fennell P., Ferretti F., Holst N., Li S., Wu Q., 2019. Why so many published sensitivity analyses are false: A systematic review of sensitivity analysis practices, *Environmental Modelling & Software*, 114, 29-39.
- Shi T., Hu X., Guo L., Su F., Tu W., Hu Z., Liu H., Yang C., Wang J., Zhang J., Wu G., 2021. Digital mapping of zinc in urban topsoil using multisource geospatial data and random forest, *Science of The Total Environment*, 792, 148455.
- Smeets E., Weterings R., 1999. *Environmental indicators: Typology and overview*. Technical report n° 25, European Environment Agency, 19 p.
- Sutherland W. J., Burgman M., 2015. Policy advice: Use experts wisely, *Nature*, 526 (7573), 317-318.
- Tedoldi D., Charafeddine R., Branchu P., Thomas E., Gromaire M.-C., 2021. Intra- and inter-site variability of soil contamination in road shoulders – Implications for maintenance operations, *Science of The Total Environment*, 769, 144862.
- Teknomo K., 2015. Similarity Measurement, <https://people.revoledu.com/kardi/tutorial/Similarity/Normalized-Rank.html> (consulté le 15/09/2022)
- Xu E., Zhang H., 2013. Spatially-explicit sensitivity analysis for land suitability evaluation, *Applied Geography*, 45, 1-9.

PARTIE II

Jusqu'où peut-on assainir la ville ?



Introduction

Les épandages et amendements : histoire et impacts sur les sols et territoires

Laurence Lestel

Sommes-nous durablement marqués par le cri de Victor Hugo dans *Les Misérables*¹, enjoignant la ville à ne plus gaspiller ses excréta et à rendre à la terre ce qu'elle lui prélevait en nourriture? Cette injonction pose cependant un certain nombre de questions auxquelles les auteurs de cette partie tentent de répondre : comment s'est construite la valorisation agricole des boues urbaines, notamment après la rupture métabolique des années 1970 quand le tout-à-l'égout s'est imposé comme la norme et que ces excréta sont devenus des boues de station d'épuration?

Tout d'abord, Yann Brunet nous explique comment la France est devenue l'un des pays européens qui valorise le plus ses boues en agriculture, pratique considérée dans les années 1970 comme moins polluante pour les ressources aquatiques, alors même qu'aucun contrôle de la qualité ou des polluants contenus dans ces boues n'existait. La régulation du secteur par des normes dans les années 1980 résulte de compromis entre professionnels de l'assainissement et agriculteurs récepteurs de ces boues, mais cette pratique ne permet pas d'exclure tous les risques, notamment sanitaires, questionnant la pertinence de ce rebouclage métabolique.

Dans un deuxième article, Maxime Algis nous emmène vers la complexité politique de revalorisation de terres soumises à des épandages d'« eaux usées » pendant plus de cent ans, épandages qui ont conduit à la situation non souhaitée à Paris, à savoir la dégradation de la qualité des sols à Carrières, Triel et Chanteloup. Que faire de ces terres? Situées en milieu périurbain, et non bâties, elles peuvent devenir une ressource, mais trois acteurs différents (la municipalité concernée, un établissement public d'aménagement de la région et le département) proposent trois configurations environnementales, politiques et économiques radicalement différentes de cette même plaine, traduisant trois visions différentes d'un même territoire.

Ensuite, Marie-Laure Mouchard, François Nold et Ronald Charvet évoquent le cas très concret du recyclage des produits résiduels organiques (PRO) générés sur le territoire parisien. La loi AGEC du 10 février 2020, dite loi « Antigasillage pour une économie circulaire », fixe une obligation de tri et de revalorisation des biodéchets à l'horizon 2024,

1. Victor Hugo, *Les Misérables*, 1862, vol. 5, partie 2, chap. 1.

mais est-ce une pratique soutenable à l'échelle de Paris? Par un chiffrage précis des quantités de compost produites ou attendues, de leur teneur en éléments traces, des pratiques d'épandage de ces composts sur les surfaces locales disponibles, ces auteurs montrent les limites du système : trop grande quantité de compost disponible, trop grande quantité épandue conduisant à des teneurs en matière organique inadéquates et, à terme, au dépassement des normes en métaux lourds après dix, vingt ou cinquante ans d'épandage, conduisant à une dégradation de la qualité des terres urbaines. Ils plaident donc pour une meilleure coordination entre les politiques publiques de gestion des biodéchets et les filières de valorisation dans le milieu agricole. Encore faut-il que les filières agricoles puissent utiliser ces matières fertilisantes sans risque environnemental ou sanitaire.

Enfin, Cécile Poulain nous propose un texte sur la nécessaire évolution de la réglementation française pour que le retour au sol de ces matières fertilisantes puisse être fait dans le respect de la qualité des sols, tant en termes d'innocuité que d'efficacité de ces matières fertilisantes.

La caractérisation de la qualité des sols peut être considérée comme une question d'experts, mais prendre en compte les dimensions stratégiques, politiques ou économiques dans lesquelles ces expertises sont rendues montre combien la santé des sols et leur devenir est une question éminemment politique.

6. Valoriser les boues d'épuration en France depuis les années 1970 : acteurs et limites du rebouclage métabolique

Yann Brunet

Introduction

« Gros imbroglio autour des boues d'épuration », pouvait-on lire dans un article de *La Gazette des communes* du 13 mars 2023. En effet, alors que la loi du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire (AGEC) prévoit la mise en place de nouveaux référentiels réglementaires concernant le retour au sol des boues d'épuration qu'elle promet, afin de s'assurer de son innocuité au plus tard le 1^{er} juillet 2021, le décret « socle » n'a toujours pas été publié, laissant ainsi les collectivités dans l'incertitude.

Si le retour au sol des matières organiques (excreta et ordures) a été très largement pratiqué par le passé, on note à partir de la fin des années 1970 un déclin généralisé de ce rebouclage métabolique (Barles, 2015 ; Barles et Dufour, 2021). Les capacités de traitement par compostage des ordures atteignent un pic vers 1981 mais perdent déjà du terrain face aux autres modes d'élimination¹. Le mode de valorisation qui s'impose par la suite relève de la production énergétique et non d'une valorisation agronomique. C'est dans ce contexte que « naissent » les boues d'épuration, qui sont dans un premier temps essentiellement mises en décharges, rejetées à la mer ou incinérées. Mais depuis les années 1990, la raréfaction des espaces disponibles, l'augmentation des coûts d'élimination, et les textes réglementaires ne cessent de promouvoir une valorisation de ces matières résiduelles. Plus récemment encore, dans le cadre de la loi AGEC, les collectivités tendent à développer leur récupération avec l'apparition des « bornes marrons » pour les « biodéchets », comme dans les rues de Lyon et Villeurbanne, et le retour au sol des boues d'épuration. Or, dans un monde de plus en plus colonisé par divers produits chimiques et polluants associés, il semble toutefois légitime de questionner la pertinence de ces politiques de rebouclage systématique des matières organiques produites du point de vue sanitaire et environnemental (Boudia et Jas, 2019 ; Leroux, 2023).

1. Cf. les inventaires des installations de traitement des ordures ménagères publiés dans la revue *Techniques et sciences municipales* en bibliographie.

Ce chapitre s'attache à retracer l'histoire de ces politiques relatives à la valorisation agricole des boues d'épuration depuis leur « invention » dans les années 1970. Nous appuierons nos propos essentiellement sur un travail d'archives produites par les acteurs intéressés par cette problématique, qu'il s'agisse des agences financières de bassin (AFB), des ingénieurs sanitaires des collectivités locales, des acteurs privés de l'assainissement, des universitaires et ingénieurs en hydrologie et agronomie. Concrètement, le corpus est constitué de sources variées telles que des revues techniques, des comptes rendus de séances d'institutions spécialisées (Académies nationales de médecine et d'agriculture), des archives administratives, des études et des rapports scientifiques.

Nous nous attacherons dans un premier temps à situer et à comprendre les raisons de l'apparition des boues d'épuration, puis nous décrirons les choix politiques d'orientation de ces flux métaboliques pris en contexte de fortes incertitudes relatives aux impacts sanitaires et environnementaux de telles pratiques. Enfin, nous décrirons comment les pouvoirs publics ont géré ces incertitudes et risques associés par la normalisation, ainsi que ses limites.

« L'invention » des boues urbaines : équiper la France pour assainir ses eaux

Si « la France s'équipe » dès la seconde moitié du XIX^e siècle (Goubert, 1984), il faut attendre les années 1970 pour qu'émerge le problème de l'élimination des boues (Bernard et Divet, 1974, p. 286). Le tout-à-l'égout passe progressivement au cours de la première moitié du XIX^e siècle d'un statut marginal à celui de norme et provoque une rupture métabolique (Scherrer, 1992). Jusqu'alors, les sociétés urbaines opéraient une séparation entre les excréta et les eaux pluviales et ménagères. Dans un premier temps, les matières collectées par les compagnies de vidanges sont entreposées dans différents dépotoirs plus ou moins éloignés de la ville avant d'être employées par les agriculteurs (Barre-Suquet, 1995). Par la suite, elles ont pu être évacuées au fleuve par les égouts pendant plusieurs décennies (cas de l'agglomération lyonnaise). Les pouvoirs publics mobilisent en effet la notion de « pouvoir épurateur » du fleuve. La ville de Paris a quant à elle expérimenté depuis le milieu du XIX^e siècle l'épandage des « eaux vannes », source de controverses entre ingénieurs municipaux et médecins (Barles, 2005). Ces plaines d'épandage font d'ailleurs l'objet d'une surveillance sanitaire depuis le début des années 2000 (présence de plomb) (ARS, 2022).

L'évacuation au fleuve met progressivement à mal la capacité d'autoépuration et implique le développement de stations d'épuration. En 1960, seulement 54 % des habitants des communes de plus de 2 000 habitants sont desservis par un réseau d'assainissement. Ce taux chute à 13 % pour la desserte par une installation de traitement avant rejet (Lalloy, 1964, p. 29). À partir de la fin des années 1960 et du début des années 1970, le parc de stations d'épuration se développe, en particulier grâce à

l'action et aux aides des AFB. Leur nombre a fortement augmenté en cinquante ans, passant de 2 115 en 1970, 7 542 en 1980, 11 500 en 1990, 14 377 en 2000 et 22 613 en 2021 (Miguel, 2003, p. 162). Cette augmentation est aussi indissociable des textes européens en la matière comme la directive européenne du 21 mai 1991 qui fixe l'objectif du traitement des eaux de toute agglomération dont les rejets sont supérieurs à 2 000 EH (EH pour « équivalent habitant² ») au début des années 2000.

La normalisation sanitaire qui s'opère à partir des années 1960-1970, concomitante de l'évolution des techniques d'épuration (lits bactériens vers boues activées), engendre une quantité de boues toujours plus importante (260 000 t en 1972 ; 1 million de tonnes dans les années 2010 [GEERS, 1974, p. 31 ; Thomann et Floriat, 2019, p. 5]) (Berland, 1994). Dans ce contexte, les indicateurs sélectionnés³ se rapportent alors uniquement à la pollution organique et non pas au suivi discriminant de tel ou tel élément délétère.

Au début des années 1980, la grande majorité des boues est évacuée en décharges et seulement 20 à 30 % des boues urbaines sont valorisées en agriculture en France (Cazenave, 1983, p. 3). L'article 10 de la circulaire du 9 mars 1973 dispose que seules les boues pelletables (présentant au moins 25 % de matières sèches) « non toxiques » des stations d'épuration sont admises en décharges contrôlées⁴. En revanche, les sources ne permettent pas de préciser si ces boues sont effectivement évacuées correctement. Vingt ans plus tard, le taux de valorisation agricole s'élève à 60 % (Miguel, 2003, p. 172). À la fin des années 1990, la France est l'un des pays européens qui valorise le plus ses boues en agriculture (Allemagne : 25 % ; Royaume-Uni : 46 % ; Italie : 34 % ; etc. [André et Bonnin, 1999, p. 32]). Toutefois, si la part de boues mises en décharge a globalement diminué, conformément à la réglementation, on observe d'importantes disparités départementales en matière de valorisation agricole (Aisne : 14 % ; Somme : 94 % [1987] ; Rhône : 4 % [2004]) (Agence de l'eau Artois-Picardie, 1987, p. 6 ; Préfecture du Rhône, 2003, p. 23). Ces chiffres peuvent toutefois cacher l'existence d'une installation importante dont les boues sont valorisées ou non (cas du district de Saint-Quentin dans l'Aisne, d'Amiens dans la Somme, du Grand Lyon dans le Rhône).

Par conséquent, à l'échelle nationale la valorisation agricole des boues a connu une forte augmentation depuis les années 1970 qui, comme nous allons le décrire, repose sur une action volontariste de la part des pouvoirs publics malgré des connaissances émergentes et de fortes incertitudes.

2. Unité de mesure permettant d'appréhender la pollution à traiter par une installation d'épuration. Elle correspond plus précisément à « la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO5) de 60 grammes d'oxygène par jour » (Directive européenne du 21 mai 1991).

3. Trois indicateurs : la demande biologique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspension (MES). Une formule permettant de calculer les redevances dues par les usagers : $(2 \text{ DBO5} + \text{DCO})/3$.

4. Dispositif de gestion des déchets s'opposant à la décharge brute et dont l'exploitation est précisément définie.

Promouvoir le rebouclage métabolique en contexte d'incertitudes (1970-1980)

Depuis le début des années 1970, les institutions européennes et françaises promeuvent la valorisation agricole des boues urbaines alors même que les acteurs agricoles n'en éprouvent pas nécessairement le besoin (Catroux, 1981, p. 783). Même sur le plan économique, selon l'agronome Gérard Catroux (laboratoire de microbiologie des sols de Dijon-INRA⁵), la hausse du coût de l'énergie dans les années 1970 n'impacte que faiblement le coût du produit final. « Si l'utilisation agricole des boues est une opération bénéfique globalement, il apparaît que c'est plus la collectivité que l'agriculture qui tire les marrons du feu ». C'est un service que les agriculteurs rendent à la collectivité.

Cette pratique est alors perçue comme une alternative susceptible de causer moins de pollutions que celles des rejets à la mer ou des dépôts sur les sols sans véritable contrôle (Commission of the European Communities, 1977, p. 4). Cela témoigne aussi de la perception du sol comme potentiel agent épurateur, notamment en matière d'assainissement autonome, permettant de préserver les ressources aquatiques, matrice des politiques environnementales des années 1960-1970 (Buson *et al.*, 1984).

Dès 1971, les instances européennes lancent le COST⁶ project 68, une action concertée de 13 pays dans le but de standardiser la qualité des boues et de mettre en place des méthodes de détermination de celle-ci (Baas, 1977, p. 12). Un deuxième programme d'une durée de trois ans est adopté par le Conseil européen le 27 septembre 1977 (ADR, 1977). Plusieurs raisons militent en faveur de cette valorisation agricole comme alternative à la mise en décharge et à l'incinération telles que les coûts d'élimination, la valeur agronomique estimée ou la protection des eaux.

Les recherches se concentrent sur la valorisation agricole des boues et s'assurent de l'innocuité de cette pratique. L'un des quatre thèmes de recherche se rapporte aux problèmes environnementaux relatifs à l'emploi de boues sur les sols (métaux lourds⁷, transfert des polluants aux végétaux, effets à long terme sur la qualité des sols agricoles, etc.) (Commission of the European Communities, 1977, p. 8). Plusieurs symposiums européens puis internationaux sont organisés dont le premier a eu lieu au centre d'études nucléaires à Cadarache en février 1979 (ADR, 1979a). Près de 400 projets de recherche auraient été entrepris au cours de ces trois années.

En 1983, dans le contexte de la préparation d'une directive européenne, le rapporteur Alain Bombard du Comité sur l'environnement, la santé publique et la protection des consommateurs souligne les problématiques liées à la présence de polychlorobiphényles (PCB), d'ETM et de pesticides dans les boues, et de leur accumulation dans les

5. Institut national de la recherche agronomique.

6. European Cooperation in Science and Technology.

7. Éléments traces métalliques, ou plus précisément ETM.

sols (Bombard, 1983, p. 13). Il évoque enfin la fragilité de l'élaboration de valeurs limites dans un contexte où les connaissances évoluent régulièrement. M. Mertens, rapporteur du Comité sur l'agriculture, présente quant à lui le risque de transfert des ETM vers les végétaux et les populations, soit la contamination de la chaîne alimentaire (Bombard, 1983, p. 17). Il promeut plus généralement, par précaution, de fixer une liste large des ETM à prendre en compte ainsi que des valeurs limites basses. La directive européenne de 1986 n'en retient que six : Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg (tableau 6.1). Il recommande enfin à la Commission d'être extrêmement prudente concernant la présence de pesticides et de PCB.

Tableau 6.1. Valeurs limites de concentration en métaux lourds dans les boues destinées à l'utilisation en agriculture

Paramètres	Valeurs limites (mg/kg de matière sèche)
Cadmium	20 à 40
Cuivre	1 000 à 1 750
Nickel	300 à 400
Plomb	750 à 1 200
Zinc	2 500 à 4 000
Mercuré	16 à 25
Chrome*	–

* Les valeurs limites pour le chrome n'ont pu être fixées à cette période.
Tableau tiré de l'annexe IB – Valeurs limites de concentration en métaux lourds dans les boues destinées à l'utilisation en agriculture, directive du conseil du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues.

En France, le ministère de l'Environnement et les administrations associées – en particulier les agences financières de bassin (AFB) et l'Agence nationale pour la récupération et l'élimination des déchets (ANRED)⁸ – promeuvent aussi très largement cette valorisation agricole depuis les années 1970, tout en cherchant à en appréhender les impacts environnementaux et, dans une moindre mesure, sanitaires.

En octobre 1974, l'Institut de recherches hydrologiques (IRH) de Nancy publie une étude réalisée avec l'AFB Rhin-Meuse intitulée *Étude et dosage des toxiques (métaux lourds) dans les boues résiduelles de stations d'épuration urbaines*. L'un des questionnements concluant cette étude relève de la problématique de l'accumulation. En effet, « un problème de fond demeure », peut-on lire. « Des boues considérées comme “normales” [par rapport aux valeurs proposées dans l'avant-projet de normes] peuvent-elles être utilisées sans danger, sur de longues périodes, pour l'usage agricole ? » (Colin et Kisfaludi, 1974, p. 35). D'après l'auteur de cette étude, cette question doit faire l'objet

8. Agence créée à la suite de l'adoption de la loi du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux.

d'un approfondissement de la part des toxicologues et des agronomes. En tout cas, la question de la pertinence des valeurs limites et de leur usage est posée.

À cette date, l'écotoxicologie, science foncièrement holistique, est en plein développement (Gillet, 2018). Les toxicologues tels que François Ramade se montrent alors très critiques envers les politiques et comités de contrôle de certaines substances mis en place dans les années 1970, qui relèvent de l'idéologie contemporaine technocratique et administrative et nécessairement réductionniste (Ramade, 1987).

Les agronomes sont aussi impliqués dans les diverses recherches en matière de valorisation agricole des matières organiques. Le Comité « Sols et déchets solides », créé en 1973 et dirigé par le directeur du département agronomie de l'INRA Stéphane Hénin, entreprend à la demande du ministère de l'Environnement des études sur les pollutions induites par l'épandage de déchets organiques sur les terres agricoles. Les premiers résultats de recherches sont présentés lors du colloque d'Orléans en 1977. En 1980, d'autres recherches sont lancées concernant la valorisation agricole des déchets et la pollution des sols. L'appel d'offres évoque « l'évaluation du pouvoir épurateur du sol » et diverses problématiques relatives aux transferts d'éléments délétères vers les végétaux et les eaux souterraines (ADR, 1980a). Des membres de la station d'agronomie et du laboratoire de microbiologie des sols de l'INRA ont aussi participé aux travaux des groupes de travail 4 et 5 sur la valorisation agronomique des boues et les impacts environnementaux et sanitaires dans le cadre de l'action concertée européenne (Catroux, 1981, p. 783). Outre la difficulté à appréhender précisément les mécanismes de transferts des éléments délétères, ils questionnent la pertinence de cette politique. Gérard Catroux se montre particulièrement sceptique sur le développement de la filière dans sa conclusion relative aux travaux du groupe 4 en 1981 : « Je suis personnellement convaincu que si dans l'avenir, nous ne réussissons pas à diminuer fortement la teneur des boues en métaux lourds et à les enrichir simultanément en éléments fertilisants, alors l'utilisation agricole des boues n'a qu'un avenir très limité pour ne pas dire pas d'avenir du tout. » (Catroux, 1981, p. 784).

Ces études et prises de position témoignent de l'émergence d'une tendance systémique de la discipline agronomique et de l'intégration des impacts environnementaux des pratiques agricoles dès les années 1970-1980 (Cornu *et al.*, 2018 ; Cornu et Meynard, 2020).

De la même manière, depuis sa création, l'ANRED a toujours promu la valorisation agricole des boues de stations d'épuration, qui par ailleurs n'avaient pas, dans un premier temps, le statut de « déchet ». C'est l'une des lignes directrices de son action. Peu de temps après sa création, elle développe des « missions de valorisation agricole des déchets » (MVAD) implantées au sein des chambres d'agriculture au niveau départemental (Joncoux, 2013). La première est créée dans le Vaucluse en 1979. Leur nombre passe de 9 en 1983 à 26 en 1992. Par ailleurs, par une convention du 27 juillet 1983, le ministère de l'Agriculture s'engage à verser à l'ANRED 4 millions de francs pour lui permettre de développer cette filière de valorisation (ordures et boues) (Ambroise-

Rendu, 1982). Enfin, en octobre 1987, l'agence organise un colloque sur la valorisation agricole des boues⁹. Cette politique semble avoir été constante de la part de l'ANRED. À la fin des années 1970, le directeur de la prévention des pollutions et nuisances (DPPN) (ministère de l'Environnement) annonce la création d'un groupe de travail devant aboutir à la publication d'un « cahier technique » ou « guide » sur l'élimination et la valorisation des boues urbaines (ADR, 1980b). Ce groupe est notamment composé de représentants de l'INRA, du CTGREF¹⁰, de l'ANRED, des AFB, du service des Déchets, etc. On notera aussi qu'« après examen approfondi du plan et des premières parties » du guide, le directeur de l'AFB Loire-Bretagne considère qu'il « faudrait éviter que sa lecture laisse comme principale impression que la mise en œuvre des boues pose à court ou à long terme un ensemble de problèmes particuliers, difficiles à cerner, liés à la présence d'éléments gênants ou toxiques ou dangereux pour la santé » (ADR, 1979b). En 1982, le service des Déchets publie un guide intitulé *La valorisation agricole des boues de stations d'épuration* (ANRED, 1982b).

Globalement, il ressort de la lecture des études réalisées dans ce cadre au cours des années 1970-1980 l'incertitude relative aux impacts environnementaux et plus encore sanitaires de la valorisation agricole des boues urbaines. Pour autant, elle ne semble pas avoir été remise en question par les principaux acteurs de la politique de l'environnement, dont les objectifs premiers sont « d'éliminer » aux moindres coûts et dans des conditions considérées comme acceptables ces résidus. On observe également que l'enjeu sanitaire semble avoir été placé au second plan.

Les limites d'une approche réductionniste de la maîtrise des risques en contexte urbain anthropocène depuis les années 1980

Les années 1980-1990 se caractérisent par la production de normes et de valeurs limites, comme en témoigne la directive européenne du 12 juin 1986 (tableau 6.1 p. 99). En France, le 11 juillet 1985 est publiée la norme Afnor NF U 44-041 sur les matières fertilisantes issues des boues d'épuration. Son application est rendue obligatoire à la suite de l'adoption de l'arrêté du 29 août 1988 transposant ainsi la directive européenne de 1986. Puis, le décret du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées et l'arrêté du 8 janvier 1998 fixent des prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles. On y trouve des seuils en ETM et, pour la première fois, en composés organiques dans les boues et les sols (tableaux 6.2 et 6.3). Malgré cette volonté de maîtriser les risques et les incertitudes, de favoriser le développement de la filière, cette dernière est particulièrement impactée au cours des années 1990 par l'émergence dans la sphère publique du risque sanitaire (« vache

9. Colloque : Valorisation agricole des boues des stations d'épuration. Angers, 27 au 29 octobre 1987. *Techniques Sciences Méthodes*, 12, 536.

10. Centre technique du génie rural des eaux et des forêts.

folle», organismes génétiquement modifiés – OGM, dioxines) et la remise en cause des pratiques agricoles comme sources de pollutions (directive « nitrates » en 1991). Certains industriels commencent aussi à se montrer réticents envers cet usage, soit en l'interdisant pour leurs productions, soit en le réglementant contractuellement comme le montre l'exemple de Bonduelle (ADR, 1999 ; Miquel, 2001, p. 223).

Tableau 6.2. Teneurs limites en éléments traces dans les boues

Éléments traces	Valeurs limites dans les boues (mg/kg de matière sèche)		Flux maximum cumulé apporté par les boues en dix ans (g/m ²)
	Cas général	Épandage sur pâturages	
Cadmium	20*	15**	0,03**
Chrome	1 000	1 000	1,5
Cuivre	1 000	1 000	1,5
Mercur	10	10	0,015
Nickel	200	200	0,3
Plomb	800	800	1,5
Zinc	3 000	3 000	4,5
Chrome + cuivre + nickel + zinc	4 000	4 000	6

* 15 mg/kg de matière sèche à compter du 1^{er} janvier 2001 et 10 mg/kg de matière sèche à compter du 1^{er} janvier 2004 ;
** 0,015 g/m² à compter du 1^{er} janvier 2001.

Tableau 6.3. Teneurs limites en composés traces organiques dans les boues

Composés traces	Valeurs limites dans les boues (mg/kg de matière sèche)		Flux maximum cumulé apporté par les boues en dix ans (g/m ²)	
	Cas général	Épandage sur pâturages	Cas général	Épandage sur pâturages
Total des 7 principaux PCB*	0,8	0,8	1,2	1,2
Fluoranthène	5	4	7,5	6
Benzo(b)fluoranthène	2,5	2,5	4	4
Benzo(a)pyrène	2	1,5	3	2

* PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 (« congénères » de la numérotation Ballschmiter et Zell [BZ]). Les tableaux 6.2 et 6.3 sont tirés de l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées, *Journal officiel de la République française*, 31 janvier 1998, p. 1566.

En outre, de nombreuses interrogations persistent à la fin des années 1990 et au début de l'année 2000 concernant les mécanismes de transferts et d'accumulation des ETM et des micropolluants organiques provenant des boues¹¹ (Mouthon, 2003, p. 32). La mise en place en février 1998 du Comité national des boues urbaines (CNB) réunissant des élus, des professionnels de l'assainissement, des agriculteurs, des représentants de l'agro-industrie, de la grande distribution, d'associations de consommateurs ne permet pas non plus d'aboutir à un accord (D'Arcimoles et Borraz, 2003)¹². En 2000, le député Pierre Micautx relate à l'Assemblée nationale que dans son département de l'Aube, et dans d'autres, les maires de communes rurales prennent des arrêtés interdisant l'épandage des boues invoquant le non-respect des dispositions de 1997 et 1998¹³. Le député souligne aussi ses doutes envers la capacité de ces textes à protéger la santé humaine malgré leur stricte application. « Il est devenu clair que les prescriptions techniques actuellement applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles ne suffisent plus à rassurer les consommateurs », ajoute-t-il.

Les notions de « seuils » et de « valeurs limites » pour « un sol normal » qui guident les possibilités de valorisation de ces résidus sont critiquées pour leur réductionnisme et leur appréhension statique du système « sols-eaux-végétaux ». Au début des années 2000, le pédologue Denis Baize évoque « le mauvais usage des valeurs limites pour les sols » puisque cette approche ne prend pas en considération le fond pédogéochimique (Baize, 2002)¹⁴. Un sol qui ne présente pas de fortes concentrations en ETM ou en micropolluants organiques à un instant donné ne constitue pas nécessairement un sol sur lequel l'épandage de boues serait sans conséquence sur les végétaux ou les eaux souterraines, et inversement. Les valeurs proposées ne s'appuient sur aucune justification scientifique. « C'est certainement par souci d'élaborer une réglementation simple, facile à mettre en œuvre », écrit-il.

De plus, un certain nombre de facteurs relatifs au « système complexe urbain » et à son évolution impacte substantiellement la qualité des eaux à traiter, et par extension des boues à disposer. Cette qualité est par conséquent très variable et peu prévisible dans le temps. L'imperméabilisation des sols qui découle de l'évolution des mobilités et de l'assainissement de l'environnement urbain constitue un phénomène majeur de cette transformation de la matérialité urbaine au cours du xx^e siècle (McShane et Tarr, 2007). Cet épiderme urbain, profondément modifié, est le lieu de divers dépôts provenant d'émissions diverses liées aux activités urbaines, industrielles et aux mobilités. Par exemple, le plomb dans l'essence utilisé comme antidétonant, et dont l'usage s'est

11. Avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France du 30 septembre 1997 vis-à-vis des risques liés à l'épandage des boues résiduaires des stations d'épuration urbaines ou mixtes.

12. Atelier 3. L'épandage. 14-15 septembre 1999. Actes des conférences, 5^e Assises nationales des déchets, p. 44.

13. 9 novembre 2000. Débats parlementaires à l'Assemblée nationale, *Journal officiel de la République française*, séance du 8 novembre 2000, p. 8140.

14. Ce questionnement a fait l'objet d'un programme lancé en 1994 par l'INRA intitulé « Apports d'une stratification pédologique pour l'interprétation de teneurs en éléments traces » (ASPITET).

accru au cours de la seconde moitié du xx^e siècle, n'a été interdit en France qu'à partir du 1^{er} janvier 2000. Dans les années 1990, on trouvait, par exemple, 100 grammes de plomb par hectare à Lyon d'après le sénateur Gérard Miquel (2003, p. 20). Par conséquent, le lessivage des routes peut être la cause de pollutions en hydrocarbures, en plomb, etc. (Newton *et al.*, 1974 ; Desbordes, 1975 ; Respaud-Médous, 1999). D'autres études se sont concentrées plus récemment sur la pollution des eaux pluviales par des biocides utilisés en surface des bâtiments (produits anti-mousses pour les tuiles, conservateurs de peintures, fongicides pour enduits de façades, conservation du bois, etc.) (Burkhardt *et al.*, 2011 ; Paijens, 2019).

Des études sur la qualité des eaux domestiques ont également mis à jour des pollutions par les substances médicamenteuses et les microplastiques (Dagot, 2018). Une étude réalisée en 2022 expose que la très grande majorité des microplastiques (1000-5000 µm) présents dans les eaux usées se retrouve dans les boues du traitement primaire (à hauteur de 90 % entre l'écume et la boue) (Lofty *et al.*, 2022). La présence de ces éléments accroît l'incertitude quant aux risques qu'implique la valorisation agricole des boues. Un projet de recherche européen est par ailleurs en cours de réalisation pour appréhender l'impact de cette pollution plastique sur la qualité et la productivité des sols agricoles¹⁵.

Conclusion

L'étude historique du métabolisme urbain relatif à l'assainissement témoigne de l'ambiguïté du statut des boues, produits d'infrastructures lourdes, et des difficultés pour définir ses usages à l'aune des considérations agronomiques, environnementales et sanitaires. La production de normes et de valeurs limites ne rend pas compte de la complexité des différents systèmes impliqués et de leurs interrelations (sols-eaux-plantes et urbain). Elle suppose également une mise à jour permanente à mesure que les connaissances évoluent. Cette étude questionne ainsi également la pérennité et la pertinence des rapports métaboliques ville/campagne.

Dans *La Troisième voie du vivant*, le biologiste Olivier Hamant écrit que : « La crise climatique, l'effondrement de la biodiversité et les multiples dérèglements physico-chimiques de nos écosystèmes annoncent un monde toujours plus imprévisible à l'avenir. Notre obsession pour la performance et le contrôle nous enferme dans une voie toujours plus étroite. Notre prétendue optimisation nous fragilise. » (Hamant, 2022).

Ne faudrait-il pas repenser collectivement le système urbain, et les modes de vie associés, qui produit ces matières chargées d'éléments délétères et d'incertitudes indépensables, plutôt que de vouloir systématiquement les réintroduire dans un cycle productif à l'aune des incertitudes qu'implique l'urbain anthropocène ? Nous pensons en particulier aux politiques de désimperméabilisation des sols et aux projets dits de « villes

15. Projet « Micro- and nano-plastics in agricultural soils » (MINAGRIS – 2021-2026).

perméables»¹⁶. Cette récupération à la source des eaux pluviales permet notamment d'éviter les phénomènes de lessivage et par conséquent la contamination potentielle des eaux. Cela suppose de rompre avec l'approche historique hygiéniste et technicienne basée sur une conception hydraulique de la ville comme le souligne Anne Groperrin, vice-présidente de la Métropole de Lyon déléguée au cycle de l'eau (Groperrin, 2022). Ce questionnement rejoint enfin d'une certaine manière les propos de Claude Gilbert et d'Emmanuel Henry (2012) sur les « enjeux des processus définitionnels » des problèmes. Il s'agit en effet de « dénaturiser » le problème de l'assainissement urbain.

Références bibliographiques

- ADR, 1977. Archives départementales du Rhône 5494W184, décision du Conseil du 27 septembre 1977 arrêtant une action concertée de la Communauté économique européenne dans le domaine du traitement et de l'utilisation des boues d'épuration, Journal officiel des Communautés européennes, 19 octobre 1977.
- ADR, 1979a. Archives départementales du Rhône 5494W184, lettre du chargé de mission « Mission des études et de la recherche » du ministère de l'Environnement aux directeurs des AFB, 22 février 1979.
- ADR, 1979b. Archives départementales du Rhône 5494W184, lettre du directeur de l'AFB Loire-Bretagne au directeur de la Prévention des pollutions, 16 janvier 1979.
- ADR, 1980a. Archives départementales du Rhône 5494W184, appel d'offres 1981. Pollution du sol – valorisation agricole des déchets, comité thématique « Milieux physiques », groupe de travail « Sol », ministère de l'Environnement et du cadre de vie, 13 novembre 1980.
- ADR, 1980b. Archives départementales du Rhône 5494W184, lettre du directeur de la Prévention des pollutions au directeur de l'AFB Rhône-Méditerranée-Corse, 15 avril 1980.
- ADR, 1999. Archives départementales du Rhône 5529W2, lettre du délégué régional de l'Ademe Guy Fabre – Groupe « compostage » – à Anne-Marie Laurent du conseil général du Rhône, 9 avril 1999.
- Agence de l'eau Artois-Picardie, division assainissement des collectivités locales, 1987. *Production de boues des stations d'épuration des collectivités locales. Bilan 1986 de la valorisation agricole.*
- Ambroise-Rendu M., 1982 (4 août). Déchets = engrais, *Le Monde*. https://www.lemonde.fr/archives/article/1982/08/04/dechets-engrais_2909287_1819218.html
- André D., Bonnin C., 1999. Travaux du CEN/TC 308. Présentation des « guides de bonnes pratiques » pour la production et l'utilisation des boues, *Techniques Sciences Méthodes*, 1.
- ANRED, 1975. Inventaire des installations de traitement des ordures ménagères (situation au 1^{er} juillet 1975), *Techniques et sciences municipales*, 11, supplément.
- ANRED, 1979. 2^e inventaire des installations de traitement des ordures ménagères, *Techniques et sciences municipales*, 3 bis.
- ANRED, 1982a. 3^e inventaire des installations de traitement des ordures ménagères, *Techniques et sciences municipales*, 4 bis.
- ANRED, 1982b. *La valorisation agricole des boues de stations d'épuration*. Cahiers techniques de la Direction de l'eau et de la Prévention des Pollutions, n° 7, Neuilly-sur-Seine, 64 p.

16. Notamment le projet lancé par la Métropole de Lyon en 2014-2015.

- ANRED, 1986. 4^e inventaire des installations de traitement des ordures ménagères, *Techniques et sciences municipales*, 9 bis.
- D'Arcimoles M., Borraz O., 2003. Réguler ou qualifier? Le cas des boues d'épuration urbaines, *Sociologie du travail*, 45 (1), 45-62.
- ARS, 2022. *Les plaines d'épandage : contrôle et suivi sanitaire par l'Agence*. Agence régionale de santé – Île-de-France. <https://www.iledefrance.ars.sante.fr/les-plaines-depandage-contrôle-et-suivi-sanitaire-par-lagence>
- Baas J., 1977. *Report on the proposal from the Commission of the European Communities to the Council for a decision adopting a research program in the field of treatment and use of sewage sludge (concerted action)*. European Parliament, working documents, 1977-1978.
- Baize D., 2002. Examen critique des valeurs limites « sols » de la réglementation française. In : Baize D., Tercé M. (dir.), *Les éléments traces métalliques dans les sols*, Paris, INRA, 137-154.
- Barles S., 2005. Experts contre experts : les champs d'épandage de la ville de Paris dans les années 1870, *Histoire urbaine*, 14 (3), 65-80.
- Barles S., 2015. *L'invention des déchets urbains. France : 1790-1970*. Champ Vallon, Seyssel, 297 p.
- Barles S., Dufour E., 2021. *L'éviction du compostage des ordures ménagères et la fin de leur recyclage agricole en France et en Île-de-France (1940-1990) : le rôle de la valorisation marchande et de la normalisation technoscientifique*. Rapport de recherche Piren-Seine, Géographie-Cités, 24 p.
- Barre-Suquet R., 1995. *L'assainissement à Lyon de 1850 à 1914 : la lutte hygiéniste et la logique technicienne dans la recherche d'une solution globale, le tout-à-l'éégout*. Mémoire de maîtrise, spécialité Histoire, 75 p.
- Berland J.-M., 1994. *Normes : quelle influence sur les choix techniques dans les domaines de l'assainissement et de l'épuration ? Comparaison France/Allemagne*. Thèse de doctorat, spécialité Sciences et Techniques de l'environnement, Marne-la-Vallée, École nationale des ponts et chaussées, 458 p.
- Bernard J., Divet L., 1974. Les techniques d'épuration des eaux usées en France, *Techniques et Sciences municipales*, 6.
- Bombard A., 1983. *Report on the Proposal from the Commission of the European communities to the Council (Doc. 1-673/82 – COM [82] 527 final) for a Directive on the use of sewage sludge in agriculture, the Committee on the Environment, Public health and Consumer Protection*. European Parliament, Working Documents 1983-1984.
- Boudia S., Jas N., 2019. *Gouverner un monde toxique*. Versailles, éditions Quæ, 124 p. (coll. Sciences en questions).
- Burkhardt M., Zuleeg S., Vonbank R., Schmid P., Hean S., Lamani X., Bester K., Boller M., 2011. Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff, *Water Science & Technology*, 63 (9), 1974-1982.
- Buson C., Le Leuch M., Trotel M.-C., 1984. Aptitude des sols à l'assainissement autonome : étude de quatre dispositifs, *Journal français d'hydrologie*, 15, 35-46.
- Catroux G., 1981. Valorisation des boues. Conclusions générales. In : *Characterization, treatment and use of sewage sludge, Proceedings of the Second European Symposium, October 21-23, 1980*, Vienna, D. Reidel Publishing Compagny, Dordrecht, Boston, London.
- Cazenave P., 1983. *Mise en place de la valorisation agricole des boues résiduelles de stations d'épuration dans le département de la Moselle*. Rapport de l'association pour la promotion de la technologie (Pomotech).
- Colin F., Kisfaludi G., 1974. *Étude et dosage des toxiques (métaux lourds) dans les boues résiduelles de stations d'épuration urbaines*. Institut de recherches hydrologiques de Nancy.

- Commission of the European Communities, 1977. *Proposal for a council decision for adopting a research programme in the field of Treatment and Use of Sewage Sludge (concerted action)*. COM (76) 711 final, Brussel.
- Cornu P., Valceschini E., Maeght-Bourmay O., 2018. *L'histoire de l'INRA, entre science et politique*. Versailles, éditions Quæ, 467 p.
- Cornu P., Meynard J.-M., 2020. Pour une épistémologie historique de l'agronomie française, *Agronomie, environnement et sociétés*, 10 (2), 27-42.
- Dagot C., 2018. Traitement des résidus de médicaments dans les ouvrages d'épuration des eaux, *Environnement, risques et santé*, 17 (hors-série), 47-58.
- Desbordes M., 1975. Une étude générale de l'assainissement pluvial urbain, *La Houille blanche*, 1, 37-43.
- GEERS – Groupe d'études sur l'élimination des résidus solides, 1974. *Les déchets solides. Propositions pour une politique*. La Documentation française, 190 p.
- Gilbert C., Henry E., 2012. La définition des problèmes publics : entre publicité et discrétion, *Revue française de sociologie*, 53 (1), 35-59.
- Gillet P., 2018. Histoire de l'écotoxicologie, *SMETox Journal*, 1 (1), 1-4.
- Goubert J.-P., 1984. La France s'équipe. Les réseaux d'eau et d'assainissement. 1850-1950, *Les Annales de la recherche urbaine*, 23-24, 47-53.
- Grosperin A., 2022. Avant-propos. In Bacot L., Barraud S., Lipeme Kouyi G., *Gestion des eaux pluviales en ville. 20 ans de recherche au service de l'action*. Villeurbanne, GRAIE, 7.
- Hamant O., 2022. *La Troisième voie du vivant*. Paris, Odile Jacob, 285 p.
- Joncoux S., 2013. *Les « produits résiduels organiques » pour une intensification écologique de l'agriculture : ressources, déchets ou produits ? : sociologie des formats de valorisation agricole*. Thèse de doctorat, Temps, Espaces, Sociétés, Cultures (TESC), Toulouse, université Toulouse-II Le Mirail, 416 p.
- Lalloy M., 1964. Rapport fait au nom de la Commission spéciale chargée d'examiner le projet de loi relatif au régime et à la répartition des eaux et à leur protection contre la pollution. Tome I - Exposé d'ensemble.
- Leroux T., 2023 (27 mars). Les polluants éternels ne sont pas intemporels. Terrestres, <https://www.terrestres.org/2023/03/27/les-polluants-eternels-ne-sont-pas-intemporels/>
- Lofty J., Muhawenimana V., Wilson C. A. M. E., Ouro P., 2022. Microplastics removal from a primary settler tank in a wastewater treatment plant and estimations of contamination onto European agricultural land via sewage sludge recycling, *Environmental Pollution*, 304, 2-11.
- McShane C., Tarr J. A., 2007. *The Horse in the City. Living Machines in the Nineteenth Century*. Baltimore, The John Hopkins University Press, 242 p.
- Miquel G., 2001. *Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé*. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.
- Miquel G., 2003. *Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France*. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.
- Mouthon G., 2003. L'approche sanitaire : évaluation des risques selon les techniques d'évacuation utilisables, *Techniques Sciences Méthodes*, 2, 32.
- Newton C. D., Shephard W. W., Coleman M. S., 1974. Street runoff as a source of lead pollution, *Water Pollution Control Federation*, 46 (5), 999-1000.
- Paijens C., 2019. *Biocides émis par les bâtiments dans les rejets urbains de temps de pluie et transfert vers la Seine*. Thèse de doctorat, spécialité Sciences et Techniques de l'environnement, université Paris-Est, 298 p.

Préfecture du Rhône, 2003. *Plan départemental d'élimination des déchets ménagers et assimilés du département du Rhône*. 135 p.

Ramade F., 1987. *Ecotoxicology*. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore, 262 p.

Respaud-Médous A., 1999. Le système bassin-versant urbain et le problème de ses limites, *Sud-Ouest européen*, 2, 77-84.

Scherrer S., 1992. *L'égout, patrimoine urbain : l'évolution dans la longue durée du réseau d'assainissement de Lyon*. Thèse de doctorat, spécialité Urbanisme, université Paris-Est Créteil Val-de-Marne, 481 p.

Thomann C., Floriat M., 2019. Enquête sur la valorisation des boues d'épuration, série technique, Amorce.

7. Quelles trajectoires pour les sols dégradés périurbains ?

La reconversion de l'ancienne plaine d'épandage de Carrières-Triel-Chanteloup

Maxime Algis

Introduction

I Des sols périurbains non bâtis mais pollués : indisponibles pour les uns, une ressource pour les autres

Ce chapitre se propose d'examiner les projets de reconversion de l'ancienne plaine d'épandage de Carrières-Triel-Chanteloup, dont la contamination des sols par des métaux lourds est découverte à la fin des années 1990. Cette plaine alluvionnaire d'environ 300 hectares située dans une boucle de la Seine (la « boucle de Chanteloup »), à une trentaine de kilomètres à l'ouest de Paris, a en effet servi depuis la fin du XIX^e siècle d'exutoire (au même titre que les deux autres plaines de Pierrelaye et d'Achères [Barles, 2005 ; Carnino, 2019 ; Lestel *et al.*, 2021]) pour les eaux usées de la ville de Paris, puis du Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP). L'épandage de ces eaux vannes devait permettre simultanément leur assainissement par filtration à travers les sols sableux de la plaine et la fertilisation de ces mêmes sols (Barles, 2005), exploités depuis cette époque pour la production maraîchère. Mais si la matière organique qui se dépose dans les sols permet bien le développement d'une riche production maraîchère, elle s'accompagne d'une accumulation progressive de plomb, de zinc, de cuivre, de cadmium, de mercure ou encore d'arsenic.

On ne reviendra pas ici en détail sur le processus de découverte puis de reconnaissance de la contamination de ces sols : ce récit impliquerait la description de controverses qui se sont déployées sur les autres plaines d'épandages et le jeu de circulation des alertes et des expertises entre ces différents territoires¹. Sur la plaine de Chanteloup, les conclusions des premières études sur la teneur en éléments traces métalliques (ETM) dans les sols, produites à la fin des années 1990, ont pour conséquences l'interruption

1. Pour une lecture des origines de la controverse sur les métaux lourds, voir Mandinaud (2005).

des épandages puis de l'activité maraîchère en 2000, à la suite d'un arrêté préfectoral interdisant l'agriculture pour la consommation humaine et animale. Cette décision transforme le paysage de la plaine, qui est depuis régulièrement présentée (par la presse aussi bien que par les acteurs publics) comme un espace vidé et en déshérence. Elle est pourtant réinvestie par d'autres formes d'activités : résidentielles pour des populations roms et de gens du voyage (Flégeau, 2018), de décharge illégale pour des artisans du bâtiment, mais aussi de loisirs pour certains habitants du territoire (motocross, promenade).

Les conséquences de l'arrêté préfectoral l'illustrent : si la dégradation des sols représente ici un enjeu environnemental et sanitaire, elle constitue également un enjeu économique pour les collectivités concernées et les propriétaires fonciers (souvent d'anciens maraîchers). On observe donc dans les arènes politiques locales le développement de différents projets de reconversion en lien avec des types variés d'acteurs économiques. C'est que la contamination des sols vient jouer ici un rôle paradoxal, elle rend cet espace indisponible aux deux formes d'activités les plus attendues dans ce contexte périurbain subissant une forte pression foncière : la mise en culture ou bien l'urbanisation (zones résidentielles ou d'activité). Mais par là même, elle rend disponible – et d'un seul tenant – à différents autres secteurs de l'activité économique métropolitaine une vaste surface foncière restée non bâtie. Une ressource rare et susceptible alors d'intéresser aussi bien des professionnels de la gestion des déchets (stockage des déchets inertes que constituent les terres excavées des chantiers métropolitains) que de la production d'énergie « verte » (photovoltaïque, hydrogène), le secteur de la logistique ou encore les filières de production de matériaux de construction (ouverture de sablières et de gravières, sylviculture pour la filière bois, etc.).

I Qualifier des économies politiques de la dégradation des sols par une enquête située

Étant donné ce contexte, la place donnée dans les projets de reconversion de la plaine à la potentielle restauration d'un bon état des sols apparaît alors aux acteurs politiques et économiques comme inséparable d'une autre forme de restauration à mettre en œuvre : celle de leur valeur économique. Ainsi s'il s'agit d'examiner jusqu'ouù il est possible de remédier à la dégradation des sols périurbains. L'analyse de ces projets nous permet de saisir l'intrication des décisions qui peuvent être prises en termes biotechniques (décapage de l'horizon supérieur des sols pollués, phytomanagement, confinement des terres en place, etc.) et des façons dont les acteurs publics problématissent le potentiel et les limites économiques des espaces dégradés qu'ils se proposent de prendre en charge.

Comment les acteurs publics et économiques négocient-ils alors l'usage futur des sols non bâtis dégradés ? Et quelles formes d'économies politiques locales de la dégradation se font jour dans les projets de reconversion de la plaine de Chanteloup ?

Quels contours les acteurs publics donnent-ils à la réalité incertaine de la pollution des sols pour pouvoir construire ces projets?

Aucun de ces projets n'a encore été durablement mis en œuvre. Il s'agit donc ici d'examiner non pas leurs résultats *in situ* mais la conception de ces propositions par les acteurs publics, et pour ce faire on se propose d'être attentif à trois aspects (dans les faits systématiquement entremêlés) :

- Les différents objets et thèmes (risque toxique des métaux lourds pour les humains, présence d'espèces protégées sur la plaine, fertilité des sols, etc.) que chacun des acteurs sélectionne, et qui leur permettent de construire un discours politique sur la dégradation du milieu et le projet d'une reconversion de la plaine. Quels « motifs environnementaux » (Bouleau, 2019) les acteurs choisissent-ils de reconnaître et de problématiser dans la diversité offerte par la « réalité physique » de la plaine (avec l'aide de quelle forme d'expertise ?), et quelles actions spécifiques la reconnaissance de ces motifs leur permet-elle d'engager ?
- Le secteur économique, ou industrie, auquel chacun de ces projets propose de rendre disponible la ressource foncière que la plaine représente² et la manière dont s'articule la structuration de ces secteurs (les besoins en ressources, les sources de financement, l'organisation de la clientèle, les formes d'expertises traditionnellement mobilisées) et la prise en charge de la pollution des sols.
- Enfin, la forme du travail politique qui doit être engagé par les acteurs publics pour porter ce projet, c'est-à-dire les coalitions d'acteurs qu'ils tentent de construire et les discours à propos de la plaine qu'ils élaborent pour faire tenir ces coalitions et asseoir leur légitimité politique à porter un projet de reconversion.

La construction d'une compréhension de ces trois aspects s'appuie sur une enquête commencée en février 2021 sur la plaine de Chanteloup et qui combine trois types d'investigations : un ensemble d'entretiens réalisés auprès d'acteurs publics (élus, chargés de projets dans des établissements publics), de propriétaires fonciers et de responsables associatifs (associations de propriétaires, environnementales) et d'acteurs privés (entreprise de gestion des déchets, bureaux d'études environnement). S'y ajoute un travail d'observation mené dans diverses situations : séances plénières d'une commission extra-municipale organisée par une mairie du territoire, assemblées générales de l'association des propriétaires fonciers de la plaine, campagne de relevés pédologiques des bureaux d'études sur le site. Ces matériaux sont croisés avec une analyse documentaire qui s'est focalisée sur les rapports et études produits et mobilisés par les différents acteurs publics pour définir et/ou légitimer leur projet de reconversion. Le caractère situé de cette enquête nous cantonne à la présentation de résultats également situés, cependant la variété des dispositifs économiques mobilisés ici par les acteurs pour la reconversion de cet espace (gestion des déchets inertes,

2. Un secteur étant ici entendu comme un segment de l'économie regroupant des entreprises partageant le même type d'activités, mais aussi comme étant structuré par un ensemble de règles, de croyances, de normes et de conventions qui en régulent les activités, une régulation à laquelle participent, à différentes échelles, les acteurs publics. À ce propos, voir Jullien et Smith (2012) ; Smith (2008).

ylviculture, compensation écologique par l'offre, développement local) permettent à ces résultats de participer à renseigner également – à l'échelle plus large de la métropole parisienne – les rapports qui se construisent entre les mécanismes de (re) valorisation du foncier non bâti dégradé, les filières économiques concernées et les acteurs politiques sur le territoire.

I Quels projets de sols pour les acteurs publics : recouvrir la plaine et ses pollutions ou faire de la dégradation un motif politique ?

Les critères retenus (motif environnemental sélectionné, secteur économique associé, travail politique engagé) doivent nous permettre de mieux saisir les différentes configurations dans lesquelles les acteurs publics tentent de projeter la plaine de Chanteloup. On verra d'abord que certains acteurs publics tentent de résoudre l'ensemble des questions environnementales en présence par une solution unique permettant de financer le réaménagement de la plaine sans engager les deniers des collectivités, une option qui implique de contractualiser avec une entreprise de gestion des déchets inertes métropolitains, et qui aborde la gestion des sols par la reconstruction de nouveaux horizons artificiels.

Nous verrons ensuite qu'en décalage avec cette proposition, d'autres acteurs publics investissent certains aspects spécifiques de la dégradation sur la plaine en les associant à des options de valorisation économique contrastées. L'un en s'attachant aux désordres et aux dégradations de surface, l'autre en mettant au cœur de son discours la réalité invisible de la pollution des sols.

La reconversion de la plaine de Chanteloup par et pour l'accueil des terres excavées des chantiers métropolitains

I Faire atterrir les déchets inertes

Les projets présentés ici ne recouvrent pas la totalité de ceux élaborés depuis la découverte de la pollution en 2000³. Nous nous intéresserons spécifiquement aux propositions formulées par trois acteurs publics différents au cours d'une même séquence qui se déroule entre le printemps 2019 et le printemps 2022, et durant laquelle sont élaborés plusieurs projets concurrents pour la reconversion de la plaine. En effet, en septembre 2019, l'Établissement public d'aménagement du Mantois

3. Il faut en particulier souligner l'existence du projet « Cœur vert » mis en œuvre progressivement entre 2009 et 2014 sur la plaine par l'intercommunalité de l'époque (la Communauté d'agglomération des Deux Rives de Seine), et qui visait à expérimenter une agriculture non alimentaire sur les sols pollués en installant du miscanthus. La dissolution de l'intercommunalité au profit d'un ensemble plus grand (Grand Paris Seine et Oise) et les difficultés à structurer des débouchés pour la production mettent le projet entre parenthèses.

Seine aval⁴ (Epamsa) élabore un appel à projets d'initiatives privées (Epamsa, 2019) visant à sélectionner un opérateur pour la reconversion de la plaine. Cependant, ses travaux sont mis en pause dès 2020, écartés par le département des Yvelines qui revendique le pilotage du dossier. Parallèlement, l'équipe municipale de Carrières-sous-Poissy cherche aussi à se positionner sur ces enjeux, une majeure partie de la plaine s'inscrivant dans le territoire de la commune. Si les propositions formulées par ces trois acteurs envisagent des rapports contrastés aux sols de la plaine et à leur potentiel économique, elles ont en commun de partir du même constat financier : la très grande dimension de cet espace non bâti (300 hectares) rend inenvisageable une gestion par décapage puis exportation de la totalité des horizons de terres polluées, une solution jugée trop coûteuse.

Cette question du coût des opérations est au cœur de la réflexion que mène d'abord l'Epamsa sur la plaine, et l'appel à projet rédigé par cet acteur fait référence à la diversité des secteurs d'activité qui pourraient être intéressés par ce type de foncier dégradé : nouvelles formes de culture non alimentaires, cultures horticoles ou maraîchères hors-sol, espaces de loisirs, foresterie, production d'énergie renouvelable et développement d'activités industrielles et économiques. Mais l'installation de ces activités est présentée comme n'étant possible que dans un second temps, suspendue à un travail de réaménagement de la plaine en amont qui ne saurait être mené sans « la force de frappe du privé⁵ ». Ainsi, c'est un partenariat avec une entreprise de gestion de terres excavées inertes des chantiers du BTP qui est en réalité envisagé par l'établissement public pour la mise en œuvre du projet. Le caractère potentiellement controversé de cette option apparaît en creux dans la manière dont est rédigé le document : l'appel à projet ne formule jamais explicitement le recours à ce type d'acteur économique, tout en organisant cependant toutes les contraintes techniques et les conditions de réponse en ce sens.

Une option potentiellement controversée puisqu'elle propose en réalité d'avoir recours au secteur de la gestion des déchets : toutes les terres et sédiments excavés dans le cadre d'une opération de génie civil ou d'aménagement entrent en effet dans cette catégorie⁶. La part polluée de ces terres excavées est prise en charge par des entreprises spécialisées dans les déchets dangereux et le reste des terres, sédiments et gravats excavés ne présentant pas de risques sanitaires, entre dans la catégorie des déchets non dangereux et spécifiquement celle des « déchets inertes »⁷. Ces volumes

4. Aménageur public compétent sur le territoire qui dirige l'opération d'intérêt national (OIN) Seine Aval incluant le périmètre de la boucle de Chanteloup.

5. Selon les termes d'un chargé d'étude de l'Epamsa au cours d'un entretien.

6. Arrêté du 4 juin 2021 fixant les critères de sortie du statut de déchet pour les terres excavées et sédiments ayant fait l'objet d'une préparation en vue d'une utilisation en génie civil ou en aménagement.

7. En tant que matériau qui « ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact d'une manière susceptible d'entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine ». (Article R541-8 - Code de l'environnement).

de déchets inertes sont historiquement gérés par les entreprises qui les produisent (le secteur du BTP), et trouvent traditionnellement un exutoire dans les anciennes carrières. Cependant, les anciens sites d'extraction ne suffisent plus en Île-de-France à absorber le volume produit par les chantiers de construction. Malgré les ambitions des acteurs privés et publics sur le recyclage de ces matières (notamment en matériaux de construction), le besoin de foncier disponible pour pouvoir y installer ces terres excavées⁸ (inertes) demeure un enjeu central. Dans ce cadre, de nombreux acteurs de la filière regrettent le classement de ces terres en déchets, à la fois en raison de la rigidité des règles qui s'appliquent à cette catégorie et pour la « mauvaise presse » que le terme implique, dans un contexte où le travail sur l'acceptabilité locale est devenu primordial pour accéder au foncier. L'enjeu pour les entreprises de gestion de ces terres excavées est donc de pouvoir les faire « atterrir », en les qualifiant auprès des acteurs publics et des citoyens comme la potentielle matière première d'une transformation valorisante du territoire. Il s'agit de gommer le statut de décharge des installations de stockage des déchets inertes (ISDI) pour en faire des projets d'aménagement. Cette ambition a d'abord été portée par l'entreprise ECT qui se spécialise sur ce type d'opérations en s'appuyant sur le discours et l'expertise paysagère⁹. Aujourd'hui, ce modèle paysager est partagé et repris par d'autres entreprises du secteur (comme Tersen, filiale du major du BTP Colas).

L'intérêt porté par les entreprises de gestion des déchets inertes aux grandes emprises non bâties périurbaines, décuplé depuis l'ouverture des chantiers du Grand Paris en 2014, s'illustre dans les controverses sur le futur de la plaine de Chanteloup. La proposition d'accueillir des déchets inertes ne remonte en effet pas seulement à la rédaction de l'appel à projets de l'Epamsa en 2019 : le précédent maire de Carrières-sous-Poissy évoquait déjà son ambition de faire appel à cette solution pour édifier sur la plaine polluée un paysage nouveau couronné d'un « belvédère ». Et en 2023, alors que le dossier a été repris en main par le département et l'appel à projet de l'Epamsa laissé de côté, l'entreprise ECT continue de faire valoir son intérêt pour cet espace, aussi bien auprès du département qu'auprès de l'équipe actuelle de la mairie de Carrières-sous-Poissy¹⁰.

8. La mention de « terres excavées » utilisée à partir de ce point dans le texte fait référence exclusivement aux terres excavées inertes et non à la fraction polluée redirigée en sortie de chantier vers des décharges spécialisées dans les déchets dangereux.

9. L'entreprise ECT, en spécialisant son activité sur la gestion de ces déchets inertes (contrairement à des entreprises du BTP pour lesquelles cette activité n'en est qu'une parmi d'autres) et en construisant un modèle paysager d'acceptabilité de ces terres, peut aujourd'hui, contrairement à d'autres acteurs de la filière, tenir un discours positif sur la catégorie de déchet inerte, considérée comme permettant un encadrement rigoureux des matériaux et de leur traçabilité.

10. Les informations qui servent ici à élaborer les analyses se basent donc à la fois sur des entretiens avec des chargés de missions de l'Epamsa, mais également sur l'observation d'interactions entre des représentants de l'entreprise ECT et des élus de Carrières-sous-Poissy, et sur des entretiens menés *a posteriori* avec des responsables d'ECT.

■ Réaménager des sols au « passé chaotique¹¹ »

La proposition de l'Epamsa ne sélectionne pas un aspect précis parmi les problématiques qui se superposent sur la plaine, mais a pour ambition de les (re)couvrir toutes : les campements illicites, les dépôts d'ordures et « la pollution des sols due à l'épandage » sont rapportés à un même état de « dénaturation » et doivent être traités simultanément par « un projet d'ensemble » (Epamsa, 2019). Cette volonté de gérer de manière globale (à l'échelle de toute la plaine) les questions environnementales s'accorde aux possibilités et aux contraintes offertes par l'accueil de terres excavées. En effet, si ce dispositif offre une ressource matérielle sous la forme d'importants volumes de terres excavées, les contraintes qui pèsent sur les entreprises de gestion de ces déchets deviennent également celles du projet de réaménagement : besoin de vastes espaces d'un seul tenant et accessibles aux camions et à leur circulation, et une rentabilité indexée sur la quantité de terres importées. L'Epamsa anticipe ces besoins et ces contraintes et les deux acteurs, public et privé, partagent alors un même discours qui met en avant l'apport, la répartition et le stockage des terres excavées comme une solution « tout-en-un » aux potentiels multiples.

Ce discours présente les terres excavées comme permettant d'abord de recouvrir les sols pollués sur de très grandes surfaces : il s'agit alors de « déconnecter » les contaminants des futurs usages. Si décaper la totalité des sols de la plaine est considéré comme trop coûteux par les acteurs publics, les recouvrir permet au contraire de gérer le risque tout en finançant les travaux d'aménagements (gestion paysagère des terres, plantation, etc.), en se servant du prix de mise en décharge payé par les acteurs du BTP. Cependant, cette solution est adaptée à des pollutions dont le risque de migration est considéré comme faible. Lorsqu'il apparaît nécessaire d'opérer une gestion des sols pollués qui empêche à la fois la remobilisation par le haut (poussières, cultures) mais aussi vers le bas (nappes), ces entreprises proposent un travail de confinement qui tire parti de la diversité des terres excavées apportées sur le site (notamment de terres argileuses). Enfin, selon les usages futurs qui sont envisagés, ces entreprises de gestion des terres excavées proposent la réinstallation d'un horizon de sol fertile. Cette capacité à restituer un site dont les sols seraient à nouveau « fonctionnels » est un argument apparu depuis moins de dix ans dans le discours de ces acteurs, qui cherchent à assimiler (*a minima* dans leurs discours) les nouveaux référentiels environnementaux liés aux sols¹² et à étendre les usages possibles à la suite de leur intervention. Ceux-ci ne proposent donc plus seulement de reconstruire un paysage, mais également de « recycler les terres inertes en sols fertiles » (Groupe ECT, s. d.) (notamment dans le contexte de « réhabilitations agricoles ») en faisant fond sur des savoirs construits par les sciences

11. D'après le mot d'un responsable de l'entreprise ECT.

12. On pense par exemple au concept de « sol vivant » porté en France par la Fondation pour la biodiversité (FRB), aux fonctions et services écosystémiques assurés par les sols, un cadrage mis en avant par la Food and Agriculture Organization (FAO) et l'European Environment Agency (EEA), ou encore le concept plus récent de « santé des sols ». Concernant les deux premiers, voir Fournil *et al.* (2018).

du sol sur l'anthropo-pédogénèse¹³ depuis le début des années 2010. Des travaux qui permettent aujourd'hui à ces entreprises¹⁴, assistées par des bureaux d'études spécialisés en ingénierie pédologique¹⁵, la « formulation » de « technosols fertiles » à partir d'un mélange de terres et gravats inertes et de compost.

Mais si ce réaménagement de la plaine est censé permettre le confinement de la pollution des sols sur le site, il en changera également la nature. En ce sens, l'apport des terres excavées est considéré par un responsable local d'une association environnementale comme inconciliable avec la protection de la biodiversité : « Remodeler l'ensemble de la plaine, qui était le projet ECT de départ, qui était, moi je pense une idée, une bonne idée, qui permettait d'indemniser tout le monde, quand vous voyez la richesse de la biodiversité vous tirez un trait dessus [...] Vous ne pouvez pas vous dire "ah oui, moi je veux recréer un truc, je veux préserver, recréer un corridor écologique tout ça" et tout écraser avec des terres inertes, c'est pas possible¹⁶. »

Cet argument cependant ne porte pas la controverse sur la qualité même de ces terres excavées et des sols reconstruits. Une qualité des terres excavées qui sur d'autres sites a pu être mise en cause, notamment par la découverte de pyrite dans des terres qui sont apparues finalement moins « inertes » que prévu, l'acidification de ce composant (qui ne fait pas partie de la liste de ceux contrôlés) ayant donné lieu à la formation dangereuse de sulfures, obligeant le gestionnaire de ce site des Yvelines (une carrière du cimentier Lafarge) à déplacer 240 000 tonnes de terres vers un site de gestion des déchets dangereux.

Enfin, si ces apports de terres excavées sont censés permettre de prendre en charge la question de la pollution des sols, ils sont également envisagés par l'établissement public comme permettant de gérer simultanément les autres formes de « dénaturation » du site. Ainsi, il est précisé par l'Epamsa que l'entreprise sélectionnée devra intégrer au budget du projet l'évacuation des décharges illégales, mais surtout il est projeté que le remodelage de la plaine permette non seulement de renouveler son paysage et d'améliorer son image, mais aussi d'en sécuriser les futurs usages : « Il y avait ça, le confinement de la pollution, mais il y avait aussi une manière physique de dire, si on rehausse et si on a créé – je caricature, ça n'aurait pas eu cette tête-là – un merlon tout autour de la plaine, c'est aussi une manière d'empêcher les gens malintentionnés de venir déposer des déchets. » (un chargé d'étude de l'Epamsa).

La refabrication des sols et du paysage par les déchets inertes ne tend donc pas simplement à recouvrir la pollution des sols, mais également à vider cet espace de ses pratiques informelles et à en prévenir le retour, en refermant la plaine sur elle-même par le dessin d'une nouvelle topographie.

13. Notamment le projet de recherche SITERRE du BRGM, voir Meulemans (2020 ; 2017).

14. On pense par exemple à Terra-Innova, en région nantaise, qui s'est spécialisée sur ce type d'aménagements.

15. Comme les bureaux d'études Microhumus ou encore Edaphos engineering.

16. Un membre de l'association France Nature Environnement.

■ L'économie métropolitaine des déchets inertes et le financement de la reconversion des sites dégradés. Une prolongation du modèle des épandages ?

L'ampleur et la complexité des réaménagements évoqués ci-dessus ne sont envisageables par l'Epamsa que parce qu'il projette de s'appuyer sur un modèle visant à requalifier la plaine en installation de stockage des déchets inertes. La spécificité de cette proposition étant de ne pas projeter une allocation définitive du foncier (de nombreux usages doivent redevenir possibles), tout en réservant cependant (pour le temps du réaménagement du site) tout l'espace disponible à la gestion des déchets inertes. Ce modèle économique d'un « autofinancement » du réaménagement tient dans les faits à un financement du projet par le secteur du BTP, dont les coûts de mise en décharge payés à l'entreprise de gestion des déchets permettent à la fois de financer les travaux tout en rétribuant cette dernière. Ce modèle d'une solution présentée aux collectivités comme « clé en main » a été initialement développé par l'entreprise ECT et est ici traduit à la lettre par l'établissement public d'aménagement (mais sans jamais le signifier explicitement) dans le cadre d'une commande publique. C'est ce qui apparaît lorsqu'un chargé de mission de l'Epamsa évoque la rédaction de l'appel à projets : « Aujourd'hui, une des ressources importantes en Île-de-France c'est d'accueillir des terres qui viennent des chantiers du Grand Paris. [...] les exutoires aujourd'hui viennent à manquer en Île-de-France, donc on sait très bien que c'est une ressource financière intéressante. [...] On est parti sur ce postulat en se disant : si on a créé un appel à projet plutôt basé sur un projet paysager, et qu'on cible les bonnes personnes en termes d'entreprises privées, on doit pouvoir, par la recette qu'on tirerait de l'apport et de la mise en décharge de terres, récupérer cet apport financier pour pouvoir financer un projet paysager derrière. [...] Et donc typiquement les entreprises comme ECT étaient notre cible avec cet appel à projet. Parce qu'on savait que c'était des gens d'une part capables d'avoir un volume de terre suffisant pour remplir la plaine, et d'autre part capables de proposer un projet d'aménagement, en tous les cas de s'occuper de la topographie¹⁷. »

Cependant, cette option s'élabore dans le cadre confiné des bureaux de l'établissement public d'aménagement et est peu discutée dans les arènes politiques locales. Elle est remise en question par certains élus de l'équipe municipale de Carrières-sous-Poissy, qui la contestent en faisant valoir pour la plaine la nécessité d'une rupture avec le statut d'un « territoire servant ». L'histoire des épandages est ici mobilisée pour une mise en critique du projet d'accueil des terres excavées. Pour cet acteur, c'est une même logique qui a mené à l'état actuel de pollution de la plaine et qui guide ce projet de réaménagement par les terres du Grand Paris : l'utilisation d'un espace périphérique de la métropole comme exutoire pour la gestion des matières en excédent, produites par le développement du centre métropolitain.

En effet, au-delà de la reprogrammation du site, à moyen terme c'est au profit de l'industrie du BTP – structurée à l'échelle métropolitaine – que la proposition de l'Epamsa

17. Un chargé d'étude de l'Epamsa.

met le foncier de la plaine à disposition. Cette orientation est cohérente avec les activités et les réseaux de cet acteur de l'aménagement, un établissement public placé sous la tutelle (au moment où nous écrivons) de la Direction de l'habitat, de l'urbanisme et des paysages (DHUP), qui fait partie de la Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature (DGALN) au sein du ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires. L'ambition de s'adresser par un « projet d'ensemble » autofinancé aux diverses problématiques du site illustre la volonté de ne pas avoir à faire appel à la contribution financière des collectivités et donc de rendre le projet « faisable » relativement rapidement, en tenant éloignées des enjeux politiques locaux autant que possible les problématiques liées à la dégradation (pollution, décharges illégales, etc.). Ces questions se trouvent cependant politisées par les autres acteurs du territoire, les positionnements du département des Yvelines et de la commune de Carrières-sous-Poissy, sur ces enjeux, sanctionnent l'échec de cette approche.

Deux futurs contrastés proposés par la commune et le département : prendre en charge la dégradation de la surface ou la dégradation des sols ?

Dans la proposition de l'Epamsa, la gestion de la dégradation des sols par l'apport de terres excavées a le double effet à la fois de rendre le foncier réaménagé disponible à de futurs usages, tout en l'allouant une première fois au secteur de la gestion des déchets. Dans le cas des projets du département des Yvelines et de la mairie de Carrières-sous-Poissy, la gestion des incertitudes est pensée en amont et c'est la façon dont ces acteurs problématissent la dégradation qui, dans chaque cas, engage la possibilité d'une valorisation économique, mais permet aussi de construire leur légitimité politique sur le dossier.

Prendre en charge l'urgence visible des décharges illégales ou investir le stigmaté invisible de la pollution des sols ? Deux légitimités politiques en concurrence

À cette étape, aussi bien pour le département que pour la mairie de Carrières-sous-Poissy, les positions sur l'avenir de la plaine s'établissent à partir de la mobilisation d'expertises commandées antérieurement par d'autres acteurs publics. Mais si la mairie de Carrières-sous-Poissy décide d'investir la question de la pollution des sols, le département quant à lui cherche à déplacer les enjeux vers le mauvais état de la plaine en surface.

Dans le discours du département des Yvelines, l'enjeu environnemental et sanitaire de la pollution des sols s'efface donc derrière celui des décharges illégales et de l'installation de populations roms et de gens du voyage¹⁸. Et la « mer des déchets » – qui est

18. Deux phénomènes régulièrement amalgamés par différents acteurs politiques, alors que les décharges illégales sont en réalité principalement dues à des entreprises du bâtiment. Voir à ce propos Flégeau (2018).

le terme utilisé par la presse et repris par les bulletins du département pour qualifier les dépôts sauvages – est présentée comme une atteinte au potentiel « économique, paysager et environnemental » (Département des Yvelines, 2019b). L'investissement de ce motif a l'avantage pour le département de faire référence à un problème visible dans l'espace de la plaine et identifié comme urgent par tous les acteurs politiques. Il lui permet également de s'appuyer sur un diagnostic et des préconisations livrées dans une étude récente, commandée par l'intercommunalité Grand Paris Seine et Oise en 2018 au bureau d'études Girus (spécialisé en ingénierie des infrastructures, gestion de l'eau et des déchets) et qui fait l'inventaire de tous les « gisements de déchets » (Roussat, 2018) de la plaine. Le motif des décharges illégales permet donc au département de construire par le négatif un discours sur la nécessaire « renaturation » de la plaine sans pour autant donner une signification précise à ce processus : la mise en scène d'un espace devenu un « vaste dépôt d'ordures à ciel ouvert de 330 ha » (Département des Yvelines, 2019b) permet de faire de la résorption des décharges un retour à un état naturel antérieur. Ce cadrage permet au département de se positionner comme l'acteur politique le mieux désigné pour décider du futur de cet espace : il fait entrer la plaine dans une catégorie qui relève d'une de ses compétences (la protection de la nature avec la gestion des espaces naturels sensibles – ENS), et il lui offre une prise qui lui permet d'agir sans attendre, et en particulier d'être le premier acteur à investir financièrement dans sa transformation. Il s'impose donc comme moteur dans le processus de nettoyage puis de clôture de la plaine dès fin 2019, sans attendre les conclusions de l'appel à projet de l'Epamsa, et consolide sa place avant la stabilisation des différents rôles politiques sur ce dossier. Ce déplacement réussi vers les problématiques des décharges et de l'insécurité permet d'occulter l'état de dégradation des sols et de construire un contexte politique dans lequel un projet qui ne traiterait des questions de pollution qu'à la marge soit rendu acceptable.

Si le département cherche à appuyer sa légitimité sur la reconnaissance d'une dégradation en surface, la mairie de Carrières-sous-Poissy quant à elle s'appuie sur les risques invisibles que recèlent les sols pollués pour construire son rôle politique. Cette stratégie passe notamment par une action en justice : en septembre 2020, une plainte contre X est déposée par la commune pour mise en danger de la vie d'autrui et atteinte à l'environnement. Avec cette procédure implicitement dirigée contre le SIAAP, la mairie réclame 79,1 millions d'euros. Les expertises auxquelles s'adosent la mairie pour prendre cette position ont été décidées antérieurement par d'autres acteurs publics dont, ironiquement, le SIAAP. La toute première est commandée en 1997 à un bureau d'études privé (EVS-SEDE) par le syndicat d'assainissement pour évaluer l'état des sols des anciennes plaines d'épandages. Les résultats donnent lieu à deux autres rapports en 1997 et 1998, commandés par les services de l'état à des bureaux d'études environnement (ANTEA et le BURGEAP) pour comparer les taux en ETM relevés avec les référentiels de l'époque pour les sols cultivés et pour évaluer le potentiel impact sur les eaux souterraines. Cette première phase (qui motive l'arrêt préfectoral d'interdiction des cultures) est suivie d'une vaste étude menée entre 2007 et 2017 par le bureau d'études

spécialisé dans les sites et sols pollués HPC Envirotec, missionné par l'Agence régionale de santé Île-de-France et cofinancée par le SIAAP. Cette étude propose notamment une évaluation des risques sanitaires en sélectionnant certains usages (jardin ouvrier, potager privé, contact d'un public sensible avec les sols contaminés, fréquentation du public) et en les comparant aux taux relevés d'ETM en différents sites localisés dans l'emprise historique des épandages. Cette étude est complétée en 2018 par un rapport de l'organisme public Santé publique France concernant spécifiquement les risques de saturnisme. La somme de ces expertises dessine en 2019 une connaissance des sols qui instaure à la fois une certitude quant à leur contamination sur la totalité de la plaine, et engendre simultanément de nombreuses incertitudes quant à la répartition spatiale de ces contaminations et l'étendue des risques selon les usages projetés. C'est dans ce contexte que la mairie de Carrières-sous-Poissy cherche à construire son propre rôle politique autour du stigmate de la pollution et des dangers qu'elle représente pour ses administrés. Elle veut tirer de cette position la légitimation d'une prise en main locale des décisions sur l'avenir de cet espace, et la mise en responsabilité d'une forme d'ingérence passée de la ville de Paris et du SIAAP a vocation ici à s'étendre à la potentielle ingérence future du département. Ainsi, la commission extra-municipale « pour l'avenir de la plaine », que met en place la mairie dès 2020 pour élaborer sa propre proposition en concertation, dédie une part importante de ses travaux à la question des sols. Les membres de ce groupe de travail espèrent d'ailleurs l'accès à une carte des pollutions de la plaine potentiellement possédée par le SIAAP, et qu'ils considèrent initialement comme un prérequis à l'élaboration du projet de reconversion.

■ Rompre avec le statut de territoire servant et favoriser une politique de développement local sur la plaine, ou mettre à disposition cette réserve foncière pour un projet à l'échelle départementale ?

Le département des Yvelines trouve donc dans la plaine, à travers les décharges illégales, un motif qui lui permet à la fois de construire et de légitimer son action politique. En s'attaquant aux « zones de dépôts », cet acteur envisage de vider la plaine pour pouvoir l'intégrer ensuite dans le tissu plus large des espaces « naturels » qu'il a en gestion.

La mairie de Carrières-sous-Poissy en revanche cherche, sans les trouver, les contours d'un motif environnemental qui lui permettrait de se saisir d'éléments tangibles dans la plaine. La pollution des sols, dans l'état où elle se trouve décrite dans les études existantes, c'est-à-dire sous la forme de tableaux de taux en ETM relevés au droit de points d'échantillonnages, constitue un risque indéfini qui flotte dans la boucle de Chanteloup. Cette incertitude a servi un temps la stratégie municipale en prenant (notamment dans la traduction faite par les médias des résultats de ces expertises) la forme d'un danger qui pèse sur l'ensemble du territoire, et donc susceptible de légitimer la mairie qui se montre décidée à s'emparer du problème. Mais le passage à l'action par la construction d'un projet est ralenti par cette indétermination, et

une carte permettant de définir des zones précises de pollution reste introuvable. L'ambition de la mairie est en effet de soutenir le développement de plusieurs initiatives indépendantes les unes des autres, sélectionnées parmi les propositions d'acteurs économiques intéressés ou sollicités (énergie photovoltaïque, maraîchage hors-sol, fabrique d'écomatériaux, horticulture, activités sportives, projets pédagogiques), et dont la taille réduite est censée permettre de les ajuster au fur et à mesure de leur construction aux contraintes hétérogènes qu'exerce la pollution des sols. Des contraintes dont la mairie attend de voir se dessiner la répartition spatiale, sans cependant avoir les moyens ni techniques ni financiers de les mettre au jour par la réalisation de son propre inventaire cartographique.

Ce projet d'un développement local diversifié nous renvoie aux analyses qui voient dans l'action environnementale des municipalités un enjeu de différenciation et d'attractivité économique (Halpern, 2020). La volonté de réaménager l'espace par une addition de petits projets censés développer l'emploi est cohérente avec le désir de mettre en place un « patchwork de solutions de court terme, fortement visibles et dépendantes des opportunités de financement » (Halpern, 2020). Mais, si de ce point de vue la mairie de Carrières correspond à la description qui peut être faite de municipalités « opportunistes », elle incarne simultanément une forme « d'activisme municipal » (Halpern, 2020). La justification du projet municipal par la nécessaire construction d'une « autonomie » territoriale témoigne de la volonté de donner un sens politique et écologique à l'échelle économique du projet. La mairie offre un propos sur la place de la plaine dans le métabolisme urbain et sur l'origine de son état de dégradation, avec la présence historique des épandages mais aussi de nombreuses carrières comblées ensuite par des remblais, et l'installation d'infrastructures de traitement des eaux et de gestion des déchets. C'est donc aussi le projet d'une rupture avec le statut de « territoire servant » qui motive ici le développement d'activités à une échelle locale, par et pour les Carriérois. La commune est présentée comme un territoire resté pendant trop longtemps un « espace-ressource » pour d'autres territoires, et le projet municipal porte en creux une critique de l'appropriation des potentialités économiques actuelles de cet espace par des acteurs politiques et économiques structurés à des échelles plus larges. Si se déclarer en faveur d'initiatives de petite échelle est un moyen de lutter contre cette potentielle appropriation, la commune n'a cependant pas les moyens financiers pour soutenir directement ces projets et envisage une logique de subventions. Sont listées les aides existantes aux échelles européenne, nationale et régionale, ainsi que leurs modalités d'attribution pour pouvoir évaluer leurs compatibilités avec les projets envisagés. Mais, conscients des capacités limitées de la commune, même pour ce potentiel travail d'accompagnement de petits acteurs économiques, les élus envisagent également la promotion de ces diverses initiatives comme stratégique. En les faisant exister dans la controverse sur le futur de la plaine, leur espoir est de voir certaines de ces options reprises et intégrées par l'acteur qui finalement portera le projet de reconversion, et potentiellement de voir la commune créditée et associée à cette partie du projet.

Pour le département, la plaine représente d'abord un vaste espace d'un seul tenant, susceptible, en raison de sa dégradation, d'être acquis à bas prix et de s'intégrer dans les politiques foncières de la collectivité. Différents scénarios de valorisations possibles, mais encore flous en 2020-2021, se superposent dans la même proposition de « renaturation » de la plaine par la plantation d'une forêt. Ce projet amalgame initialement les deux motifs paysagers et industriels de la protection de la nature et de la production de matériaux de construction : ils font écho d'un côté à la compétence du département en matière de gestion des espaces naturels sensibles (ENS), et de l'autre à sa politique de soutien au développement d'une filière d'écoconstruction dans les Yvelines. La forêt à venir est donc simultanément envisagée comme pouvant rejoindre le « capital environnemental d'exception » (Département des Yvelines, 2019a) du département et comme un potentiel espace productif, exploité en sylviculture. Enfin, une troisième forme de valorisation de la plaine est envisagée, qui fait écho aux transformations de la politique départementale de gestion des espaces naturels et qui prendra progressivement le pas sur les deux premières. Il s'agit de la transformation de cet espace en site naturel de compensation (SNC) et de son intégration à l'offre de compensation écologique que le département cherche à constituer à travers son opérateur, le groupement d'intérêt public Biodif, renommé Seine Yvelines Environnement (SYE). Le travail de SYE sur cette option fait finalement réintégrer la gestion de la pollution des sols dans le projet départemental, et un processus s'engage pour trouver à traduire la prise en charge des éléments traces métalliques (par phytomanagement) en gain de renaturation/biodiversité, de manière à valoriser ce gain dans le nouveau cadre, encore flou, de la compensation écologique par l'offre (Dauguet, 2021). Le différentiel entre l'état initial de dégradation des sols et l'état de la plaine une fois « renaturée » pourrait ainsi être traduit en « unités de compensation écologique », des unités ensuite vendues aux acteurs de la construction et de l'aménagement yvelinois, aujourd'hui contraints (dans le contexte de la séquence « éviter, réduire, compenser » – ERC) de compenser l'impact de leurs projets sur la biodiversité des sites qu'ils artificialisent. Même s'il opère une réorientation vers le projet d'un site naturel de compensation, construire initialement son discours autour d'une future forêt a permis au département de « remplir » symboliquement la plaine à l'avance (les autres acteurs politiques parlent de « la forêt du département » ou même de « la forêt de Pierre Bédier » qui est président du conseil départemental). Cette figure de la forêt a également permis à cet acteur de tenir à distance le motif des sols et de leur pollution avant de se trouver en possession des éléments (notamment en ressources humaines chez SYE) pour s'en saisir à son avantage, tout en gardant ouvertes simultanément différentes options de valorisation et en escamotant de potentielles incompatibilités entre elles (comme celle d'une exploitation en sylviculture et la conservation de la biodiversité existante sur site). Ce projet de plantation a cependant été contesté par différents acteurs dont les associations présentes dans la commission extra-municipale de Carrières-sous-Poissy. Une association locale de protection de l'environnement fonde ainsi son opposition à cette option en puisant dans la controverse qui s'est construite quelques années plus

tôt sur la plaine de Pierrelaye – également une ancienne plaine d'épandage polluée –, et en mobilisant l'étude Epandagri de l'INRA (Lamy, 2004) produite en 2004 et dont les conclusions décrivent la nécessité de conserver une activité sur ces sols qui permette de stabiliser les contaminants en renouvelant la matière organique. La plantation d'arbres, et notamment de conifères, risquant en revanche d'acidifier les sols et d'accélérer les processus de transfert des polluants vers les nappes phréatiques.

Conclusion

Nous avons tenté ici de décrire trois configurations à la fois environnementales, politiques et économiques dans lesquelles des acteurs publics différents ont proposé, entre 2019 et 2022, d'inscrire le futur de l'ancienne plaine d'épandage de Chanteloup.

La première de ces configurations, principalement portée par un établissement public d'aménagement (l'Epamsa), propose de mettre en œuvre un projet d'ensemble sur la plaine en contractualisant avec une entreprise ayant en gestion des terres excavées de chantiers du Grand Paris. Le coût de mise en décharge de ces déchets inertes doit permettre de financer le projet de réaménagement de la plaine, et l'apport de grands volumes de terres est présenté comme permettant de gérer l'ensemble des problématiques environnementales qui se superposent dans cet espace, dont la pollution des sols, par recouvrement et donc déconnexion des futurs usages. Cette option resituerait la plaine comme exutoire dans le cadre d'une économie métropolitaine de la gestion des déchets, un futur qui pour d'autres acteurs locaux prolongerait le statut de « territoire servant » assumé par la plaine à partir du XIX^e siècle et de l'installation du réseau d'épandages.

Le département des Yvelines, quant à lui, propose à partir de 2020, mais sans jamais le préciser en détail, un projet de plantation d'une forêt. Il s'agit d'intégrer l'espace que représente la plaine de Chanteloup dans la politique foncière de la collectivité et de le mettre au service d'une des politiques portées par le département : gestion d'un réseau d'espaces naturels sensibles, politique de soutien au développement d'une filière d'écoconstruction (sylviculture), ou encore développement d'une offre de compensation écologique pour les aménageurs du territoire. Le projet – indéfini – d'une « renaturation », censé donner naissance à cette forêt, permet d'envisager ces trois options simultanément, tout en tenant à distance le motif de la pollution des sols. Et pour légitimer son rôle dans la définition du futur de la plaine, le département cadre initialement les enjeux environnementaux autour du problème des décharges illégales, et devance les autres acteurs publics en finançant une partie de l'évacuation de ces déchets. Mais en travaillant sur l'option du site naturel de compensation, cet acteur réoriente finalement son projet vers un phytomanagement de la pollution : une prise en charge des sols dont il attend qu'elle soit traduite sous la forme d'unités de compensation cédées aux aménageurs du territoire, ces revenus permettant de financer le projet.

Enfin, la mairie de Carrières-sous-Poissy porte encore une autre vision de cet espace et s'attache à « assumer » le caractère pollué de la plaine. Elle propose d'y installer un ensemble de projets tournés vers le développement local et l'emploi, aux dimensions plus réduites et qui, dans la diversité de leurs modèles économiques et leurs rapports aux sols, seraient en mesure de s'adapter localement à la variation des risques que fait peser la pollution sur les usages et les usagers. Cette proposition cependant anticipe sur un inventaire précis des pollutions que la mairie n'est pas en mesure de mener. L'équipe municipale redéfinit alors progressivement son travail, de la construction d'un projet informé par une connaissance des risques sanitaires vers une stratégie d'intermédiation entre les parties en présence (département, propriétaires fonciers, associations environnementales). Elle tente également de compenser cette absence de carte par la production et le regroupement de connaissances techniques et juridiques sur la question de la pollution aux métaux lourds.

Références bibliographiques

- Barles S., 2005. Experts contre experts : les champs d'épandage de la ville de Paris dans les années 1870, *Histoire urbaine*, 14 (3), 65-80.
- Bouleau G., 2019. *Politisation des enjeux écologiques*. Londres, ISTE Editions, 180 p.
- Carnino G., 2019. L'environnement et la science. Acclimater la population de Gennevilliers aux débordements des eaux usées parisiennes, 1870-1880. In : Letté M., Le Roux T. (éd.), *Débordements industriels : Environnement, territoire et conflit (xviii^e-xxi^e siècles)*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, 199-223.
- Dauguet B., 2021. *Mesures contre nature : Mythes et rouages de la compensation écologique*. Grevis, 220 p.
- Département des Yvelines, 2019a. Les Espaces Naturels Sensibles yvelinois, un capital environnemental d'exception, <https://www.yvelines.fr/cadre-de-vie/environnement/patrimoine-naturel/les-espaces-naturels-sensibles-yvelinois-un-capital-environnemental-dexception/>
- Département des Yvelines, 2019b. Boucle de Chanteloup : le Département lance le nettoyage début 2020, <https://www.yvelines-infos.fr/boucle-de-chanteloup-le-departement-lance-le-nettoyage-debut-2020/>
- Epamsa, 2019. *Aménagement de la Boucle de Chanteloup*. Appel à projets d'initiatives privées, Mantes-la-Jolie, Epamsa, 16 p.
- Flégeau M., 2018. Populations reléguées et projets paysagers dans les marges de l'agglomération parisienne. Le cas de la plaine de Pierrelaye, *EchoGéo*, (46).
- Fournil J., Kon Kam King J., Granjou C., Cécillon L., 2018. Le sol : enquête sur les mécanismes de (non) émergence d'un problème public environnemental, *VertigO : la revue électronique en sciences de l'environnement*, 18 (2). <https://www.erudit.org/fr/revues/vertigo/2018-v18-n2-vertigo04601/1059912ar/>
- Groupe ECT, (s. d.). Urbafertil d'ECT recycle localement les terres inertes en sol fertile, groupe-ect.com. <https://www.groupe-ect.com/urbafertil-recycler-terres-inertes-substrat-fertile/>
- Halpern C., 2020. L'agenda environnemental des municipalités, *L'économie politique*, (85) : 87-98.
- Jullien B., Smith A., 2012. Le gouvernement d'une industrie. Vers une économie politique institutionnaliste renouvelée, *Gouvernement et action publique*, 1 (1), 103-123.

- Lamy I., 2004. Projet EPANDAGRI. *Janvier 2000-décembre 2003. Étude d'un secteur agricole pollué par des épandages d'eaux usées : bilan environnemental et possibilités de reconversions végétales*. Rapport final, document de synthèse, Versailles, éditions Quæ, 33 p.
- Lestel L., Carré C., Mouchel J.-M., Meybeck M., Briand C., Servais P., Hague J.-P., Euzen A., 2021. Paris et la Seine : l'impossible équipement d'une agglomération. *In* : Lestel L., Carré C. (coord.), *Les rivières urbaines et leur pollution*, Versailles, éditions Quæ, 23-78 (coll. Indisciplines).
- Mandinaud V., 2005. La pollution des sols des champs d'épandage d'eaux usées, contrainte et/ou ressource pour le développement durable en plaine de Bessancourt-Herblay-Pierrelaye, *Développement durable et territoires*, dossier 4 : La ville et l'enjeu du développement durable. <https://journals.openedition.org/developpementdurable/1543>
- Meulemans G., 2017. *The lure of pedogenesis : an anthropological foray into making urban soils in contemporary France*. Thèse de doctorat, University of Aberdeen, Aberdeen, 277 p.
- Meulemans G., 2020. Urban Pedogeneses. The Making of City Soils from Hard Surfacing to the Urban Soil Sciences, *Environmental Humanities*, 12 (1) : 250-266.
- Roussat N., 2018. *Rapport d'état des lieux et diagnostic, V2. Mission d'assistance à maîtrise d'ouvrage pour la réalisation d'un diagnostic et la définition des opérations de nettoyage des dépôts sauvages et de sécurisation de la plaine de Carrières-sous-Poissy et Triel-sur-Seine sur le territoire de la communauté urbaine du Grand Paris Seine et Oise*. Girus, 84 p.
- Smith A., 2008. À la recherche du territoire. Lecture critique de quatre ouvrages sur la France infranationale, *Revue française de science politique*, 58 (6) : 1015-1030.

8. Gestion des produits résiduaire organiques générés sur le territoire parisien et leur impact sur la qualité des sols

Marie-Laure Mouchard, François Nold, Ronald Charvet

Introduction

La matière organique (MO) du sol est un mélange de résidus de plantes, d'animaux et de micro-organismes sous différents états de décomposition, elle désigne ainsi les substances carbonées qui constituent l'ensemble des êtres vivants, ainsi que leurs déjections. Contrairement aux matières minérales, elle est généralement biodégradable. La Commission européenne faisait le constat en 2006 que 45 % des sols européens avaient un taux de MO insuffisant (Communication de la Commission au Conseil, 2006). Même si à l'échelle de la France ce constat est assez contrasté et parfois moins inquiétant, il n'en reste pas moins que les sols ont globalement un déficit de MO. Cette MO provient de la décomposition *in situ* des végétaux ou d'apports exogènes sous l'appellation de produits résiduaire organiques (PRO). Elle joue un rôle essentiel dans l'activité biologique et la biodiversité du sol, contribue à la structure, à la nutrition minérale des plantes, à la capacité de rétention en eau du sol et au stockage du carbone. Cette diminution de la MO est principalement due aux changements d'usage des sols (monoculture au lieu de polyculture-élevage) et des pratiques (déforestation), voire à des phénomènes tels que l'érosion. Les pratiques culturales génèrent un export définitif de MO en l'absence d'apports suffisants et réguliers. Le recyclage de la MO est une pratique nécessaire et bien connue en agriculture, mais il est aussi admis que l'apport de PRO peut être une source de pollution pour les sols ; de sorte qu'il est important de raisonner les doses appliquées pour ne pas risquer une contamination problématique pour l'ensemble des compartiments environnementaux (sols, eau, air) et *in fine* un caractère nuisible pour les êtres vivants. Les PRO sont donc encadrés par des normes de qualité (valeur agronomique) et d'usage (flux en éléments indésirables). Ces sujets longtemps circonscrits au milieu agricole s'imposent désormais dans le milieu urbain. Ayant pris conscience de l'intérêt de végétaliser la ville, les politiques publiques promeuvent la pleine terre et les usages associés. Les sols de surface en milieu urbain sont alors désimperméabilisés, reconstitués par des apports de terre végétale, reconstruits, amendés... pour aménager des espaces verts, jardins

partagés et pédagogiques, cours « oasis », forêts urbaines... Ainsi, il convient de réinterroger la qualité agronomique et la compatibilité des terres avec ces nouveaux usages. La végétalisation de la ville s'accompagne non seulement d'interrogations sur les besoins en amendements et en fertilisants, mais aussi de questionnements sur la gestion de la MO produite ; celle-ci pouvant provenir de déchets végétaux liés aux pratiques d'entretien (résidus de tontes, élagages...) ou de déchets propres aux habitants (résidus alimentaires).

Du point de vue des collectivités, cette MO peut être vécue comme un déchet ou une ressource valorisable. Le besoin de gestion s'est trouvé amplifié par la promulgation de la loi AGECE (loi « Antigasillage pour une économie circulaire ») du 10 février 2020 qui généralise le tri des biodéchets à la source en fixant une obligation de tri pour tous les producteurs et détenteurs d'ici fin 2023. L'un des moyens de gestion des MO est, par exemple, la pratique du compostage à partir de broyat de plantes ligneuses et de déchets alimentaires. La ville de Paris, à l'instar de nombreuses collectivités, s'inscrit déjà dans une démarche de recyclage et de valorisation à différents niveaux, notamment au travers de son plan Compost et de ses partenariats avec le Sycotom (acteur public du traitement et de la valorisation des déchets en Île-de-France).

Même s'il répond à une volonté de gérer les déchets à la source, le recyclage *via* les composts mérite d'être examiné afin de savoir sous quelles conditions il pourrait contribuer à l'amélioration de la qualité des sols urbains.

Cet article aborde ainsi la problématique de la gestion des PRO par la ville de Paris et de l'équilibre à conserver entre recyclage et maîtrise des impacts environnementaux et sanitaires.

Les PRO produits en milieu urbain

I Sources rencontrées à Paris ?

Alimentation

Dès l'étape de production, les ressources alimentaires génèrent de nombreuses déperditions (fruits et légumes gâtés ou déclassés) mais cela reste marginal en milieu urbain. Elles prennent alors la forme de sous-produits animaux (découpes de viandes et de poissons, coquilles d'œufs et coquillages, carapaces de crustacés), végétaux (épluchures, fruits et légumes abîmés), et mixtes (restes de repas, produits transformés périmés). À Paris, ces résidus représentent un tiers des ordures ménagères non triées. Ils sont principalement incinérés comme la plupart des déchets émanant des Parisiens ; sachant que seuls 20 % d'entre eux sont recyclés (journaux, cartons, verre...). Toutefois, la ville de Paris expérimente depuis 2017 la collecte séparative des déchets alimentaires. Cette opération s'inscrit dans la loi sur la transition énergétique qui prévoit que toutes les villes françaises proposent un système de collecte des déchets alimentaires à

la source d'ici 2024. Ces résidus sont valorisés en terreau destiné aux agriculteurs franciliens ou transformés en biogaz pour faire rouler les bus et les camions-bennes de la ville de Paris.

Métabolisme humain et animal

Comme chez tous les êtres vivants, nos cellules réalisent de nombreuses réactions chimiques pour synthétiser de la matière (génération ou renouvellement des tissus) et tirer de l'énergie. Ce mécanisme produit des déchets (urine, fèces) nommés « excréta » qui ne sont pas valorisés sur le territoire urbain mais traités dans des stations d'épuration périphériques. Toutefois, un projet de collecte sélective des urines est en cours de déploiement dans le cadre du réaménagement de la ZAC¹ Saint-Vincent-de-Paul (Paris 14^e). Les urines seront traitées (filtration sur charbon actif, pasteurisation, etc.) puis stockées dans des contenants adaptés aux usages (bouteilles, jerrycans, cuves). Elles seront ensuite valorisées en tant que fertilisant pour les pelouses parisiennes ainsi qu'au sein du centre de production horticole de la ville de Paris.

Espaces verts

Les couverts végétaux produisent de la biomasse dont l'entretien conduit inexorablement à la production de résidus organiques appelés déchets verts. Ces derniers concernent toutes les strates ornementales (arborée, arbustive, florale, herbacée) mais aussi les dispositifs productifs (productions horticoles, agriculture urbaine et jardins partagés). Ils proviennent du cycle végétatif des cultures et/ou de leur renouvellement (feuilles mortes, plantes mortes et déclassées, arrachage des décorations, souches et grumes, etc.), de leur entretien (résidus de tonte, de fauche et de taille [BRF²], adventices, découpe des bordures), mais aussi de substrats de culture, de biodéchets alimentaires ou de sapins de Noël. Même si la production de déchets verts est indissociable de l'entretien des espaces verts, les principes de gestion différenciée limitent les développements trop exubérants et par conséquent les besoins d'interventions et la production de rémanents. Ils visent à apporter la quantité nécessaire d'eau et de fertilisants à la croissance des plantations en s'appuyant sur les besoins des cultures. Le raisonnement du choix des espèces constitue également un levier important pour limiter la production de déchets verts. Il repose notamment sur la proportion entre les essences caduques et persistantes ou la prise en compte de la taille à maturité et de la vigueur des spécimens en fonction du contexte d'implantation (bordure de piste cyclable, etc.). Enfin, la valorisation *in situ* (tonte « kit mulching³ », BRF, compost) réduit les besoins d'évacuation vers des sites d'incinération ou de compostage industriel.

1. Zone d'aménagement concerté.

2. Bois raméal fragmenté : broyat de jeunes rameaux ligneux de feuillus.

3. Technique de tonte qui hache finement la pelouse de manière à pouvoir la laisser reposer sous forme de particules après le passage de la tondeuse.

Dynamique des MO et principes de gestion

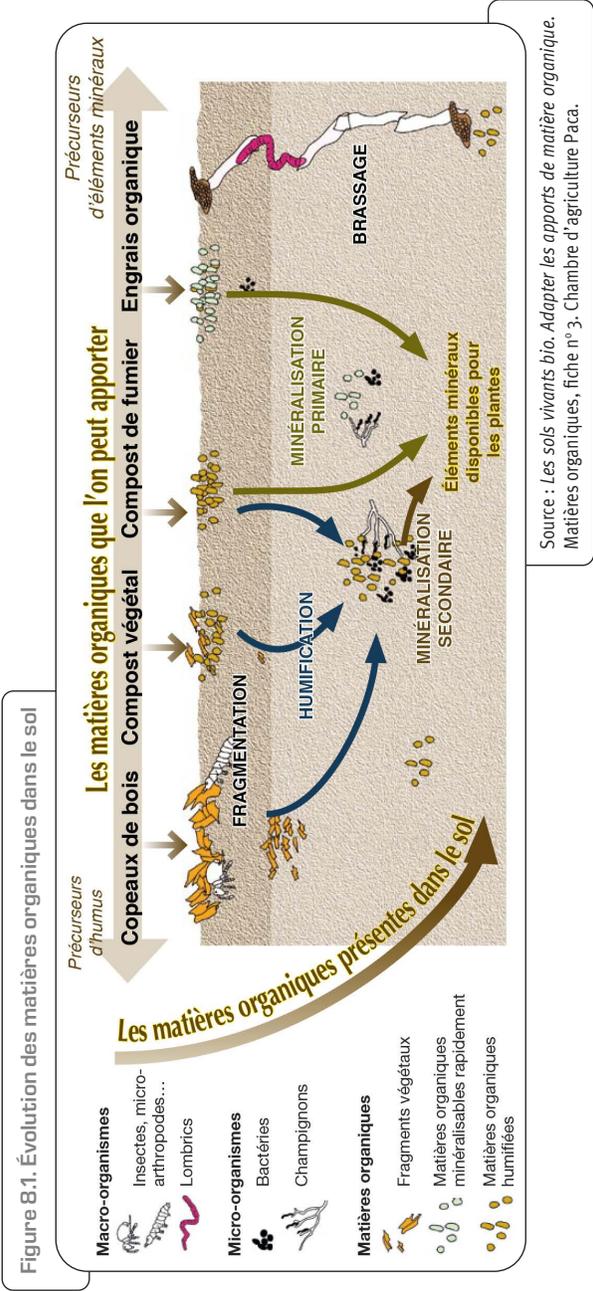
I Devenir de la MO apportée par les PRO

Dans le sol, la MO est constamment accumulée et décomposée. Elle relève de la perpétuation de la vie. Elle forme un ensemble hétérogène constitué d'organismes vivants ou morts (flore, faune, micro-organismes), de composés transitoires (en cours de décomposition) et de composés stabilisés (humus). Elle constitue une source d'énergie aux organismes hétérotrophes vis-à-vis du carbone (animaux et micro-organismes) qui, contrairement aux organismes autotrophes (végétaux), ne sont pas capables d'élaborer leurs tissus à partir de carbone minéral. Plus de 90 % des MO fraîches apportées au sol sont dégradées par la biomasse microbienne en molécules simples lors de la minéralisation primaire. La respiration associée à ce processus libère une partie du carbone dans l'atmosphère sous forme de CO_2 . Ce gaz est par la suite recapturé par les plantes au cours de la photosynthèse. D'autres métabolites minéraux (H_2O , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , etc.) sont assimilés par les cultures, mis en réserve au niveau du complexe adsorbant du sol ou perdus sous l'effet des pluies et des arrosages (lixiviation) ou d'émanations gazeuses (volatilisation). Moins de 10 % des MO fraîches donnent ainsi naissance à l'humus. Celui-ci provient exclusivement des matières végétales, en particulier de la cellulose et la lignine. Quoique relativement stable, il est lentement dégradé lors de la minéralisation secondaire (figure 8.1).

I Avantages et inconvénients des MO

Qu'elles soient fraîches et labiles ou stables, les MO sont à la base de la fertilité des sols. Elles forment une source et une réserve d'éléments nutritifs pour les plantes et les différents organismes telluriques. En participant à l'édification de la structure du sol, elles favorisent l'aération et la perméabilité indispensables au bon développement des végétaux et à l'activité biologique. Leur caractère hydrophile améliore la rétention en eau du sol. Cette faculté, couplée avec une bonne prospection racinaire, permet une meilleure résilience des végétaux face à la sécheresse. Leur capacité à fixer certains éléments traces métalliques (ETM) et composés organiques limite la mobilité des contaminants. Ce faisant, elles participent à la protection de la qualité des eaux et des cultures. L'humus constitue un stock de carbone à long terme qui intervient dans la régulation du climat.

En dépit de leurs rôles fondamentaux, les MO peuvent fragiliser les ciments organo-minéraux et déstabiliser la structure du sol lorsqu'elles sont trop présentes. Même si elles contribuent à accroître la réserve hydrique du sol, leur caractère hydrophobe à l'état sec peut empêcher ou retarder le processus de réhumectation lors des précipitations ou irrigations suivantes. La dégradation des composés ligneux, riches en carbone et déficitaires en azote, peut mobiliser temporairement l'azote minéral du sol au détriment des végétaux et provoquer une « faim d'azote ». Par ailleurs, des espèces



riches en tanins (laurier, noyer, etc.) peuvent accumuler des composés inhibiteurs de la végétation et de la biodiversité (polyphénols). Une application massive de PRO peut en outre conduire à une libération excessive d'éléments nutritifs exposant à des déséquilibres minéraux préjudiciables aux cultures. De même, un apport trop important ou une application en dehors des périodes de végétation risquent d'induire des fuites de nutriments susceptibles de polluer les nappes phréatiques et/ou d'engendrer une eutrophisation des cours d'eau.

Pour prévenir l'apparition d'accidents végétatifs et respecter les flux de contaminants réglementaires, la nature, le niveau de maturité, le mode d'épandage et la dose de PRO doivent faire l'objet d'une attention particulière.

■ Raisonnement agronomique des apports

La pratique des amendements organiques repose sur les teneurs réputées optimales pour les sols et les plantations qu'ils supportent. De manière simplifiée, on considère que les cultures les « plus productives » (potagers, fleurs) ont des exigences supérieures aux autres (arbres, arbustes, pelouses) (tableau 8.1).

Tableau 8.1. Interprétation des teneurs en matière organique et affinités des cultures

Pourcentage de MO	Niveau de richesse	Type de culture
< 2%	Pauvre	-
2 à 3%	Correct	Arbres
3 à 4%	Satisfaisant	Arbustes, pelouses
6 à 8%	Riche	Fleurs, potagers
> 10%	Excessif	-

Au cours de sa dégradation, la MO passe de l'état organique à l'état minéral. Sachant que l'humus représente la majeure partie de la MO d'un sol biologiquement actif, sa gestion consiste à évaluer la perte annuelle et à calculer la quantité d'amendement pour la compenser. Le taux de minéralisation de l'humus dépend notamment de la texture et de la structure du sol. En facilitant les échanges gazeux et la circulation de l'eau, la porosité d'un sol sableux tend à stimuler l'activité biologique. De ce fait, la dégradation de l'humus en sol sableux est deux fois plus forte qu'en sol argileux.

Tous les amendements organiques n'ont pas la même capacité à produire de la matière organique stable. Leur rendement, dit coefficient d'humification, dépend de leur origine et de leur composition (tableau 8.2). Ainsi, une fois la dose d'humus définie, la quantité d'amendement à appliquer sera d'autant plus faible que son rendement humique sera important.

Tableau 8.2. Potentiels humigènes de quelques amendements organiques courants

Apport annuel de MO stable (humus) par différents amendements organiques			
Type d'amendement	Coefficient d'humification	Taux de MO sur matière sèche	Rendement en humus (kg/t de matière sèche)
Fumier très décomposé	0,50	20	100
Fumier décomposé	0,40	22	88
Fumier pailleux	0,25	25	62,5
Paille sèche	0,15	85	128
Boues de STEP	0,20	20	40
Lisier de bovin	0,20	7	14

Grâce au coefficient d'humification, on peut estimer la quantité d'amendement à apporter pour relever ou entretenir le taux de MO du sol.

La capacité d'un PRO à fournir de la MO stable constitue un critère de sélection pour restaurer ou entretenir le stock d'humus du sol. Néanmoins, en mettant rapidement les éléments nutritifs qu'ils renferment à la disposition des cultures, les produits les plus facilement biodégradables peuvent se substituer en tout ou partie aux engrais. Le choix des produits repose donc sur leur potentiel amendant ou fertilisant et dépend de l'objectif recherché.

Qualité des sols parisiens

Afin d'appréhender la compatibilité des sols parisiens avec les usages présents ou projetés, la ville de Paris a entrepris un diagnostic de l'ensemble de ses espaces verts (Nold, 2020) et des jardins partagés sur les ETM, sur certains composés organiques (HAP, HCT, PCB⁴) et sur les paramètres agronomiques. Ainsi, l'étude COMETE, menée entre 2016 et 2020, a montré que certains aménagements antérieurs à 1950 avaient reçu de la terre issue de cultures maraîchères contaminées par des épandages d'eaux usées et de boues de stations d'épuration (STEP). De ce fait, ces espaces verts pouvaient présenter des teneurs importantes en ETM (notamment en plomb) et ainsi ne pas respecter les préconisations du Haut Conseil de la santé publique (HCSP, 2014) relatives à la présence de jeunes enfants. L'usage des espaces verts examiné est de type récréatif sur des pelouses accessibles au public. La voie d'exposition considérée est donc l'ingestion de sols par les jeunes enfants. La politique de la ville de Paris

4. Hydrocarbures aromatiques polycycliques, hydrocarbures totaux, polychlorobiphényles.

impose de prendre des mesures de gestion, par exemple en cas de teneurs moyennes supérieures à 300 mg/kg de plomb et de réaliser des études de risques pour les sites ayant des teneurs comprises entre 100 et 300 mg/kg. Les amendements appliqués sur les espaces verts doivent être raisonnés pour ne pas risquer à terme de dépasser ces seuils de gestion.

Le sujet est encore plus sensible pour les jardins partagés qui peuvent présenter un double usage récréatif et nourricier. La pratique du potager expose davantage les usagers du fait d'une manipulation des terres plus fréquente et de l'éventualité d'ingérer des végétaux contaminés par un transfert de polluants à partir du sol. Les seuils de gestion pour ces usages ont ainsi été abaissés sur la base des valeurs de fond des terres agricoles d'Île-de-France (53,7 mg/kg pour le plomb). Avec ces seuils plus restrictifs, l'usage d'amendements déjà contaminés en métaux aura potentiellement plus d'impact sur ces aménagements.

Ce constat peut être illustré par le fait que la médiane de 534 échantillons prélevés dans les jardins partagés est de 39,8 mg/kg pour le plomb et que 25 % des échantillons se situent entre cette teneur et celle représentant le troisième quartile, 57,6 mg/kg. Autrement dit, 75 % des échantillons disposent d'une teneur inférieure à 57,6 mg/kg de plomb. Ces données sont cohérentes puisque ces aménagements sont globalement bâtis sur des terres franciliennes d'origines agricoles, mais notons que dans de nombreuses situations, les teneurs sont déjà proches du seuil de gestion défini pour un usage potager (CIRE ÎdF⁵).

Il faut souligner que les jardins présentant des dépassements de seuil à la suite du diagnostic ont bénéficié d'un changement de terre. Ils sont donc aujourd'hui redevenus compatibles. Depuis une cinquantaine d'années, les terres des jardins parisiens proviennent du décapage de terres agricoles et sont contrôlées en ETM par le laboratoire d'agronomie depuis 2015. Il n'y a donc aucune raison qu'elles présentent un dépassement des seuils de gestion ; à moins qu'elles aient reçu des apports extérieurs.

Nous nous sommes donc intéressés aux pratiques de gestion appliquées dans les jardins partagés afin d'identifier les risques de recharge en polluants.

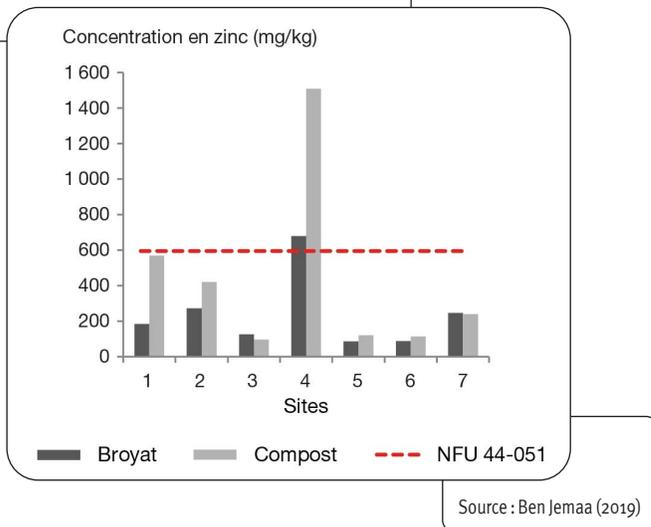
Focus sur les composts des jardins partagés et des pieds d'immeubles

En théorie, il est recommandé de mélanger 2/3 de déchets alimentaires et 1/3 de matière sèche (broyat de végétaux) pour permettre le bon processus de compostage. Dans la pratique, il peut être difficile de se procurer le broyat nécessaire à la réalisation d'un compost de qualité. Idéalement, le broyat sera issu du jardin, mais il peut aussi être importé d'espace vert extérieur (rémanents de tonte et de taille, arrachage d'adventices). Il arrive également que le broyat ait une origine inconnue (don ou achat).

5. Cellule d'intervention en région Île-de-France.

Se pose alors la question de la qualité de ces intrants qui peut être très variable et qui impacte potentiellement les caractéristiques du produit fini, comme le montre la comparaison ci-dessous des teneurs en zinc dans les broyats utilisés pour le compostage et celles retrouvées dans les composts produits sur 7 sites (figure 8.2).

Figure 8.2. Corrélation entre la teneur en zinc des broyats utilisés et celle des composts produits sur 7 sites parisiens



Eu égard à leur impact sur les sols, la ville de Paris a souhaité améliorer sa connaissance de la qualité des composts produits dans les jardins partagés (Ben Jemaa, 2019 ; Adnot, 2022). Il ressort de cette étude qu'ils répondent parfaitement à la norme NFU 44-051 sur leur contamination en ETM ; celle-ci régissant les teneurs à déclarer et les doses limites d'emploi des amendements organiques avec ou sans engrais pour la mise sur le marché. Bien que le respect de cette norme puisse apparaître comme le garant de bonnes pratiques, certains professionnels estiment qu'elle n'est pas assez protectrice et ils se sont engagés dans la labellisation de composts avec des seuils en polluants plus restrictifs et apportant donc de meilleures garanties aux consommateurs (Compostplus⁶). En définitive, malgré la diversité des pratiques et des biodéchets mobilisés, la qualité des composts produits dans les jardins partagés semble satisfaisante. On observe néanmoins des disparités quant à la maturité, qui pourraient traduire une mauvaise montée en température avec une destruction incomplète des pathogènes.

6. Compostplus est un réseau national d'échanges qui rassemble élus et techniciens de collectivités engagées dans le tri à la source des biodéchets.

À ce propos, il faut bien garder à l'esprit que les composts amateurs correspondent rarement à ce qui est décrit dans les guides techniques (Jacquier, 2019). Ils présentent une très forte variabilité des intrants et *in fine* de qualité du produit fini. Parfois, la pratique de compostage s'apparente davantage à un pourrissement dans la mesure où elle accueille toutes sortes de déchets (mouchoirs usagés, tickets de caisse, cheveux collectés chez le coiffeur, restes de repas, etc.) sans réel brassage. La difficulté des jardiniers à se procurer du broyat induit un risque de méthanisation et contribue à produire des composts mal équilibrés. Une vigilance sur la qualité des broyats achetés ou collectés est nécessaire puisqu'ils sont reconnus comme une source potentielle de pollution en ETM.

Même si la qualité des composts produits à Paris ne semble pas contestable sur les paramètres étudiés, d'autres études menées en France ont montré que des polluants comme des plastiques ou des pesticides peuvent être présents dans les composts et venir dégrader la qualité des sols.

Lorsque le compost est produit en dehors d'un processus industriel réglementé, son usage doit être limité à un cercle restreint d'utilisateurs ayant participé à la production. Même s'il était donné à titre gracieux, le compost entrerait dans une logique commerciale, et à ce titre devrait être contrôlé et suivi au regard de la norme NF 44-051. On part donc du principe que le compost produit localement est utilisé localement, ce qui explique que le compost parisien produit en jardin partagé ou en pied d'immeuble, non professionnel, n'est soumis à aucune réglementation, tant au niveau de la qualité que de son utilisation.

Une gestion patrimoniale des sols est essentielle pour ne pas compromettre les potentialités d'usages pour les générations actuelles et futures. La ville de Paris a donc tout intérêt à suivre la qualité des composts et imposer des recommandations de bonnes pratiques. Malgré l'absence de retours sur l'utilisation des composts produits en pieds d'immeubles, il a été émis l'hypothèse qu'ils sont utilisés pour quelques cultures réalisées dans les copropriétés (peu orientées vers la culture potagère intensive) ou bien simplement jetés, voire exportés hors du site de production, ce qui ne serait pas légal. Les enquêtes menées lors de ces études ont permis de savoir que l'ensemble du compost produit dans les jardins partagés est globalement utilisé sur site. Il est donc épandu sur les cultures potagères et ornementales, les autres surfaces étant minéralisées ou inadaptées à l'apport de compost (zones engazonnées). La superficie des jardins partagés parisiens est généralement faible ; puisque la valeur médiane des sites est de 250 m². L'étude de l'occupation de ces jardins a montré que les surfaces réellement cultivées se limitaient à la moitié de la surface totale soit 125 m². Et il s'agit probablement d'une valeur surévaluée puisqu'elle n'est pas exclusivement dévolue à la culture potagère.

Les enquêtes mettent en lumière que les jardiniers ont rarement connaissance des besoins réels des sols (qui nécessitent de recourir à des instruments d'analyses) et des doses à épandre, ni bien conscience des impacts de leur pratique. En conséquence,

les quantités de composts épandues sont dictées par ce qui est disponible et non pas par ce qui est raisonnable. De plus, l'application du compost est très fréquente, souvent jusqu'à plusieurs fois par an.

Se pose alors la question des flux d'ETM dans les sols au regard des quantités et des fréquences d'apport du compost dans les jardins partagés. Leur capacité de production (entre 300 et 500 kg/bac selon les modèles) correspond, pour une surface d'épandage de 100 m², à un flux de 3 à 5 kg/m²/an, soit exactement la préconisation de l'Ademe (Ademe, 2022) pour des plantes à fort besoin. En termes d'épaisseur, cela représenterait environ 1 cm. Il est déjà douteux de considérer que toutes les plantes ont des besoins élevés et il s'avère que les jardiniers déclarent appliquer plusieurs centimètres de compost chaque année. Cette donnée semble crédible si l'on considère le fait qu'ils remplissent plusieurs bacs par an, ce qui les amène à réaliser plusieurs apports par an. Pour la suite des calculs et en cohérence avec leurs déclarations, il a été considéré un apport d'une épaisseur moyenne de 3 cm par an. Pour cette quantité, les calculs montrent un dépassement quasi systématique des flux en ETM sur un an et sur dix ans (figure 8.3), cela au regard de la norme NFU 44-051 appliquée aux composts parisiens.

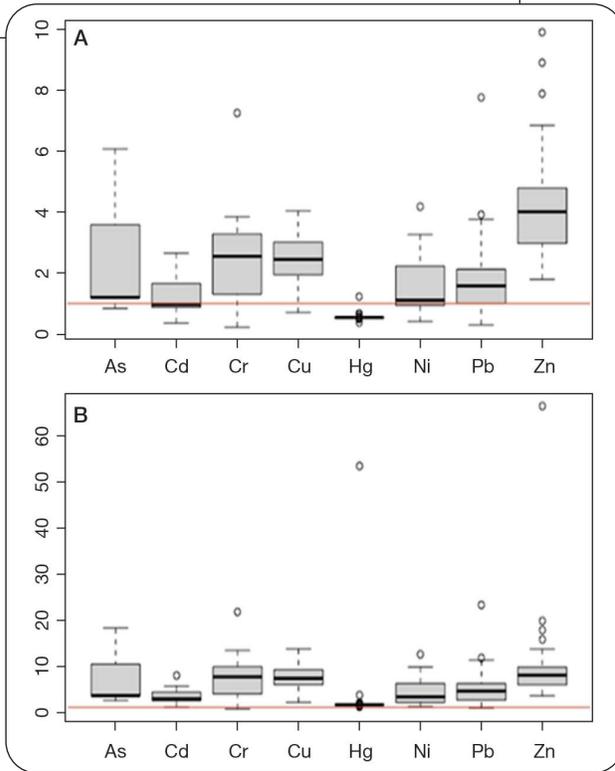
Il est observé que même en utilisant des composts de qualité conforme à la norme, leur trop grande utilisation conduit à un dépassement des flux préconisés par la norme. Cette étude a donc cherché à savoir si ces flux pouvaient générer un apport en ETM susceptible de dépasser les seuils en ETM pour l'usage « potager » dans les sols des jardins. Pour cela, il a été défini une terre de jardin « type » sur la base de la moyenne de 477 analyses de terre et un compost « type » de 181 analyses de composts parisiens toutes origines confondues (tableau 8.3).

Tableau 8.3. Teneurs moyennes en ETM de la terre de jardin « type » et de compost « type »

	ETM (mg/kg de matière sèche)							
	Arsenic	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc
Terre de Jardin « type »	7,84	0,16	21,79	19,22	0,13	15,23	29,36	57,02
Compost « type »	3,45	0,41	18,91	37,70	0,21	8,39	47,74	212,48

L'évolution dans le temps de la teneur en ETM dans un sol « type » de jardin si l'on applique une fois par an 3 cm d'un compost parisien « type » pendant dix, vingt et cinquante ans a par la suite été simulée. Cette simulation montre alors un dépassement du seuil de gestion pour la plupart des ETM dès vingt ans d'application, dont le plomb et le cadmium qui sont des polluants d'intérêt au regard de leur toxicité et qui sont réglementés dans les légumes.

Figure 8.3. Ratio entre le flux d'ETM des jardins partagés parisiens, sur un an (A) et sur dix ans (B), et le seuil de la norme NFU 44-051 (barre horizontale rouge)

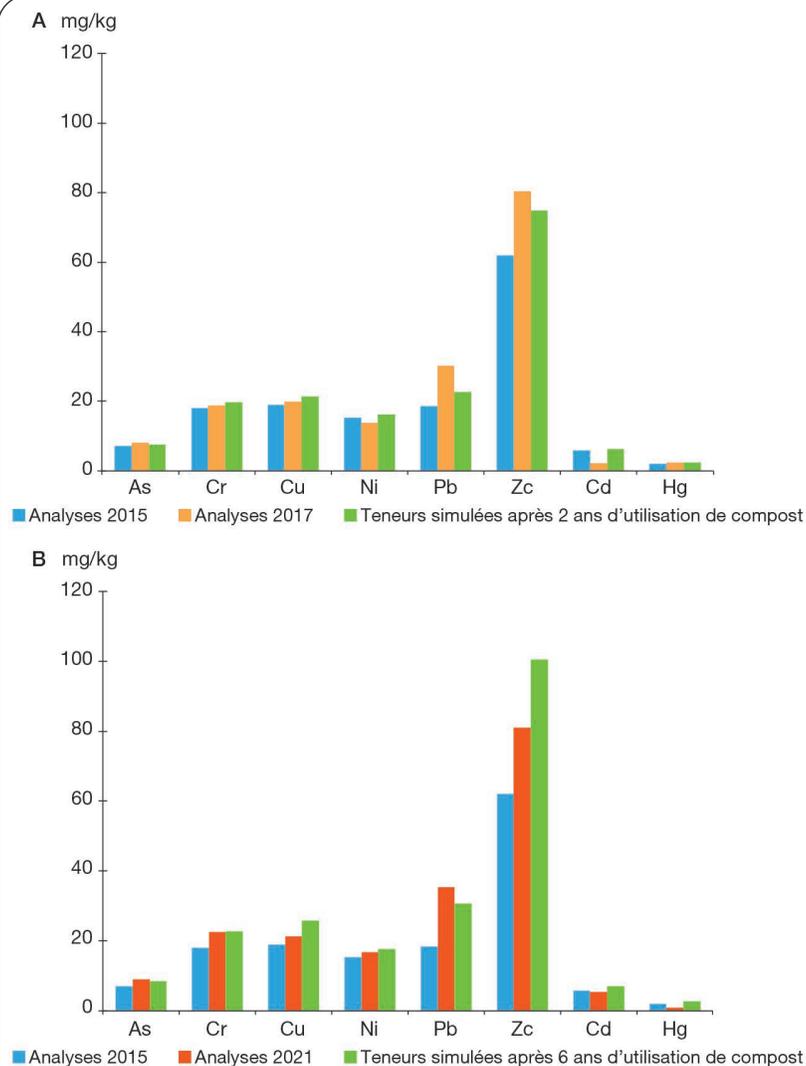


Source : Adnot (2022)

Afin de limiter la contamination des sols des jardins par l'apport de compost, l'étude a simulé les conséquences d'apport réduit à 1cm, 0,5 cm et 0,1cm sur une durée de cinquante ans d'épandage. On constate alors que seule une épaisseur de compost de 0,1cm/an permettrait de conserver un sol conforme aux seuils de gestion pour usage potager au bout de cinquante ans.

Bien que la lixiviation des ETM et le transfert dans les plantes ne doivent pas diminuer sensiblement les teneurs dans les sols en cas de contamination, les simulations ont été confrontées à un cas expérimental. Ainsi, sur un site d'agriculture urbaine (avec vente de légumes) dont la terre avait été changée en 2015, il a été appliqué tous les ans *a minima* 3 cm (déclaratif) de compost de qualité variable. Des analyses de terre en 2017, puis en 2021, ont alors montré une tendance à la re-contamination progressive

Figure 8.4. Comparaison du taux d'ETM entre la terre changée en 2015, les analyses de 2017 (A) et 2021 (B) et les teneurs simulées après utilisation de deux ans ou six ans de compost (les valeurs de Cd et Hg ont été multipliées par 10 afin de faciliter la visualisation)



Source : Adnot (2022)

de ces terres. On observe notamment une augmentation significative des teneurs en plomb, en arsenic et en zinc. À partir des analyses des composts du site, une simulation de l'évolution des teneurs en ETM des terres a été réalisée après ajout de compost sur deux ans et sur six ans et a été comparée aux teneurs mesurées (figure 8.4).

Les ordres de grandeur des teneurs en ETM dans les terres simulées sont alors tout à fait cohérents avec les analyses réalisées en 2021. En six ans d'application de composts sur la base de flux excessifs (3 cm/an), il a été observé une contamination significative pouvant à moyen et long terme dépasser le seuil de gestion.

En conclusion, les terres végétales les plus contaminées du territoire parisien correspondent aux aménagements antérieurs à 1950 reposant sur d'anciennes terres maraîchères sujettes à des épandages de gadoues et d'eaux usées lors de leur usage productif. La contamination des terres par les amendements est donc un phénomène connu que nous risquons de reproduire si l'utilisation des composts produits n'est pas en adéquation avec la surface de terre à amender.

La production et l'utilisation du compost, on le comprend, constituent une voie de valorisation de la MO urbaine, mais les sols parisiens ont-ils la capacité de la recycler et ont-ils besoin d'être amendés ?

Focus sur les PRO produits et utilisés dans les espaces verts

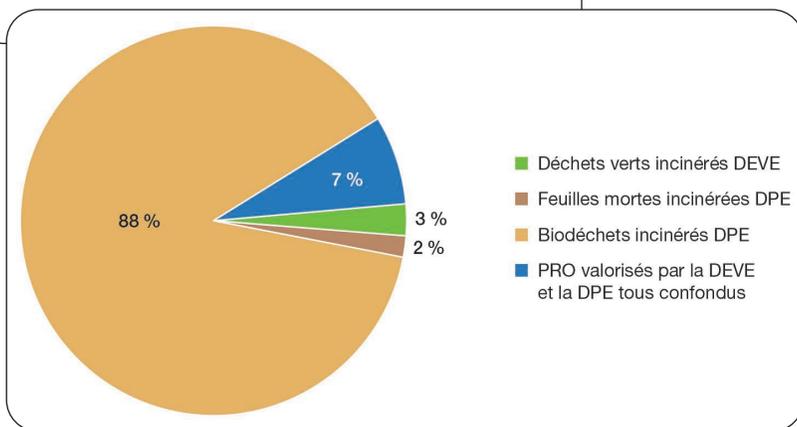
I Quantités de PRO produits à Paris

Une enquête à l'initiative des services de la ville de Paris sur dire d'experts, menée en 2022, a permis d'évaluer les sources et les volumes de PRO gérés au sein des espaces verts parisiens. En excluant les composts issus des jardins partagés, les feuilles mortes épandues dans les bois, les résidus de cultures et de substrats produits et recyclés par le centre de productions horticoles ainsi que les déchets de tontes valorisés directement sur les pelouses grâce aux tondeuses équipées de kit mulching, la Direction des espaces verts et de l'environnement (DEVE) traite 13 000 t de résidus organiques par an. Ces matières inhérentes à l'entretien des espaces verts sont complétées par des matières non produites au sein de la cité. Elles prennent la forme de produits commerciaux (paillages, composts, substrats, etc.) principalement utilisés dans les dispositifs d'agriculture urbaine et les jardins partagés. Elles sont complétées par 900 t de paillage provenant du broyage des sapins de Noël recyclés par les Parisiens. Finalement, 8 060 t, soit 62 % des PRO produits au sein des espaces verts, sont valorisées *in situ* par compostage ou en couverture de sol. En parallèle, 16 % des 4 500 t de feuilles mortes sont laissées sur place lorsque leur situation ne risque pas d'occasionner des chutes des piétons ou de cyclistes. La majorité des feuilles restantes est balayée par la Direction de la propreté et de l'environnement (DPE) et incinérée (87 %) mais 500 t sont valorisées par compostage industriel (13 %).

La DPE collecte en outre 170 000 t de biodéchets alimentaires dont 1 624 t (1%) sont recyclées localement par lombricompostage, ou *via* des composteurs collectifs implantés dans les copropriétés ou à proximité d'établissements publics. Elles aboutissent à 406 t de compost.

La fraction non exploitée par ces deux directions correspond à des PRO excédentaires, souillés par des éléments non biodégradables (emballages, canettes, bouteilles, etc.) mais aussi à des résidus d'abattage (souches, racines, végétaux malades ou invasifs). Ces PRO sont incinérés ou valorisés dans des processus de compostage industriel et de méthanisation (figure 8.5).

Figure 8.5. Devenir des PRO gérés par la DEVE et la DPE



Source : ville de Paris. Direction des espaces verts et de l'environnement. Division Expertises Sol et Végétal 2022

■ Évaluation de la pertinence des apports de PRO par la DEVE

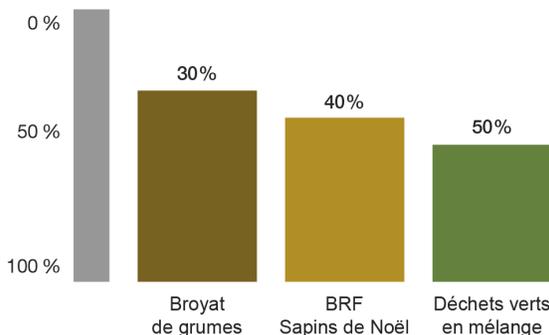
Masse équivalent compost

Le bien-fondé des pratiques de gestion actuelles a été analysé à partir d'une conversion des quantités des PRO valorisés *in situ* (déchets verts en mélange, broyat de grumes et paillage de sapins de Noël) en quantité équivalente compost. Cette projection est établie sur l'abaissement de la masse des PRO associée aux pertes en eau et aux émanations gazeuses se produisant durant la phase de dégradation. La nature des PRO, et notamment leur richesse en éléments ligneux, influence fortement ce phénomène, de sorte que l'estimation a été menée en affectant un rendement massique à chaque catégorie de déchets. La masse équivalente compost valorisée chaque année est ainsi évaluée à 4 075 t (tableau 8.4 et figure 8.6).

Tableau 8.4. Principe de conversion en masse équivalente compost de divers résidus horticoles

	Masse valorisée (t/an)	Masse équivalente compost (t/an)
Broyat de grumes	1 800	1 260
BRF/sapins de Noël	900	540
Déchets verts en mélange	4 550	2 275
Total		4 075

Figure 8.6. Perte de masse durant la phase de dégradation



Source : ville de Paris. Direction des espaces verts et de l'environnement. Division Expertises Sol et Végétal 2022

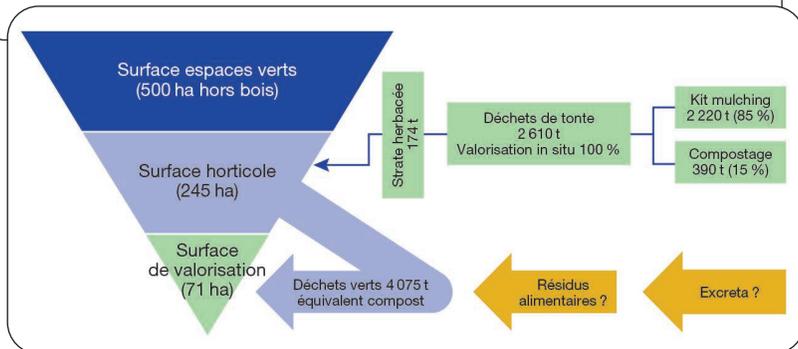
Cette quantité a ensuite été examinée au regard des possibilités d'épandage. Les surfaces horticoles (pelouses, massifs floraux et d'arbustes) forment moins de la moitié des 500 ha d'espaces verts. Le restant est représenté par les allées de circulation, kiosques, aires de jeux, bâtiments municipaux, etc. La majorité des surfaces horticoles étant engazonnée (174 ha), la surface susceptible de recevoir des apports de PRO se limite ainsi à 71 ha (figure 8.7).

Préconisations de l'Ademe

L'Ademe préconise pour les cultures aux forts besoins nutritifs un apport de 3 à 5 kg/m²/an de compost. Cet apport peut donc être estimé comme étant la dose maximale pour la gestion des PRO.

Le flux de PRO estimés dans les espaces verts est alors de 5,7 kg/m²/an, si l'on considère la surface de valorisation de 71 ha et les 4 075 t équivalent compost ce qui est déjà supérieur à la cible de l'Ademe.

Figure 8.7. Mise en évidence de la concentration des apports organiques du fait de l'inégalité entre les surfaces de production de déchets organiques et les surfaces de valorisation



Source : ville de Paris. Direction des espaces verts et de l'environnement. Division Expertises Sol et Végétal 2022

En parallèle, il a été observé que les biodéchets collectés par la DPE génèrent 406 t de composts produits localement. Sur la base de la limite recommandée par l'Ademe, ce serait ainsi 8 ha de surface d'épandage à trouver pour recycler cette matière organique, alors même que les espaces verts actuels sont déjà saturés. À ceci se rajoutent les composts produits dans les 150 jardins partagés, soit potentiellement entre 75 et 150 t/an (production entre 500 kg et 1 t par jardin) qui doivent être recyclées sur environ 5 ha de jardins partagés, soit une estimation de 3 ha cultivés. Le flux théorique minimum est alors de 3 à 5 kg/m²/an au regard de l'étude menée par la Ville.

Au regard de ces éléments généraux, il apparaît que la capacité d'épandage est déjà saturée sur le périmètre de la ville de Paris.

Besoins des cultures

En matière organique

L'exploitation des 4 452 analyses réalisées sur les terres en place entre 2017 et 2021 révèle une teneur en MO moyenne de 6,5%. Ce niveau répond aux besoins en MO des cultures ornementales ou maraîchères réputées exigeantes et *a fortiori* à ceux des cultures plus accommodantes comme les arbustes et les plantes vivaces. Un apport organique reste nécessaire pour stabiliser la teneur actuelle et stimuler l'activité biologique mais, dans une perspective d'entretien, il visera uniquement à compenser les pertes par minéralisation.

Les terres végétales mises en œuvre lors des plantations d'alignement, des créations de nouveaux espaces verts ou de leur rénovation sont systématiquement analysées. Souvent d'origine agricole et supportant des productions céréalières, elles disposent

d'une moindre teneur en MO (2,1% en moyenne⁷). Même si ce niveau paraît convenable pour les cultures peu contraignantes, il ne dispense pas des mesures d'entretien. En revanche, un renforcement de la teneur apparaît justifié pour les cultures aux besoins élevés ou intensives. Sous réserve de respecter les flux d'ETM réglementaires, ces terres nouvellement mises en place constituent la cible privilégiée pour la pratique des amendements organiques.

En nutriments

Les réserves en phosphore et en potasse des terres d'import s'établissent entre 0,85 et 1,5 fois l'optimum calculé. Ce faisant, leur niveau est jugé satisfaisant. En revanche, leur teneur en magnésium apparaît nettement excédentaire, étant située à plus de 3 fois l'optimum. Concernant les terres en place, un large excédent des réserves minérales est généralement constaté. Cela tient autant à leur origine maraîchère qu'à des pratiques d'entretien inadaptées (fertilisation et amendements sans raisonnement).

De manière globale, il apparaît que les sols parisiens d'espaces verts disposent de réserves minérales capables de satisfaire la plupart des couverts végétaux (tableau 8.5). Les fertilisations d'entretien ont seulement pour objectif de compenser les exportations des cultures exigeantes.

Tableau 8.5. Richesse minérale moyenne des terres en place ou importées entre 2017 et 2021

2017-2021	CEC*	Phosphore	Potassium	Magnésium
Terres importées	14 cmol+/kg	165 mg/kg	279 mg/kg	232 mg/kg
Terres en place	18 cmol+/kg	504 mg/kg	433 mg/kg	358 mg/kg

En vert : satisfaisant à très satisfaisant ; en orange : excédentaire.
* Capacité d'échange cationique du sol.

Les 150 composts analysés entre 2013 et 2021 présentent des teneurs individuelles en nutriments moyennes inférieures à 3% sur matière brute (MB) (N – P – K + Mg : 0,73 – 0,33 – 0,63 + 0,24) et leur somme respecte le seuil de 7% de MB maximum. Ils se révèlent donc conformes aux exigences des normes relatives aux amendements organiques (NFU 44-051 et NFU 44-095) et peuvent donc être considérés comme tels et non comme des engrais.

Toutefois, même en présence d'une faible valeur fertilisante, l'application de 5,7 kg/m² d'équivalent compost apporte suffisamment d'éléments pour subvenir aux besoins des cultures les plus exigeantes. Cette contribution allant jusqu'à dépasser 4 fois le nécessaire (tableau 8.6). Ces excès peuvent induire des déséquilibres minéraux et venir perturber l'alimentation minérale et hydrique des végétaux.

7. Données ville de Paris. Moyenne réalisée sur 658 contrôles d'approvisionnement analysés pendant la période 2017-2021.

Tableau 8.6. Mise en perspective de la contribution fertilisante moyenne, liée à l'application de 5,7 kg/m² d'équivalent compost, et des besoins nutritionnels des cultures

Apports moyens d'un compost de déchets verts	N 7,3 g/kg MB	P ₂ O ₅ 3,3 g/kg MB	K ₂ O 6,3 g/kg MB	MgO 2,4 g/kg MB
Apports moyens liés à l'application de 5,7 kg/m ² de compost	416 kg/ha/an	188 kg/ha/an	359 kg/ha/an	137 kg/ha/an
Besoins (fleurs)	100 kg/ha/an	140 kg/ha/an	250 kg/ha/an	40 kg/ha/an
Besoins (potagers)	120 kg/ha/an	90 kg/ha/an	200 kg/ha/an	20 kg/ha/an
Besoins (arbustes)	50 kg/ha/an	15 kg/ha/an	40 kg/ha/an	4 kg/ha/an
Besoins (vivaces)	60 kg/ha/an	85 kg/ha/an	150 kg/ha/an	24 kg/ha/an

Potentiel nutritif :

■ Élevé, 100% < besoin < 200% – ■ Très élevé, 200% < besoin < 400% – ■ Excessif, > 400% du besoin

À terme, cette pratique nuit à la biodiversité du sol et risque de compromettre son usage en tant que support de cultures.

Conclusion et perspectives

La contamination des sols par l'ajout de PRO est bien connue dans le monde agricole et a donc donné lieu à des réglementations comme les normes NFU 44-051 (amendements organiques avec ou sans engrais), NFU 44-095 (amendements organiques issus du traitement des eaux) ou l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les valeurs limites réglementaires dans les sols destinés à l'épandage. Les normes sont en cours de révision et seront harmonisées dans un futur document dit « Socle commun » (cf. chapitre 9, Cécile Poulain du ministère de l'Agriculture).

Il est à noter que ces normes prennent en compte non seulement la qualité des amendements mais aussi les flux. Ce paramètre est difficilement appréhendable par des jardiniers amateurs et quasiment jamais porté à leur connaissance. Bien que ces normes aient vocation à encadrer des pratiques professionnelles, on comprend aisément que leur non-respect, lié à une dérive d'usage, produira les mêmes impacts sur l'environnement et par voie de conséquence sur les cultures.

Au cours de ces études, la ville de Paris a constaté que les PRO valorisés sur ses espaces verts, incluant les composts dans les jardins partagés, représentaient des quantités d'intrants supérieures aux recommandations de l'Ademe. Ce décalage entre la production et le besoin est compréhensible au regard du potentiel de production de MO (issue de l'alimentation et de la biomasse) et de la surface limitée de pleine terre en milieu urbain dense.

Malgré la volonté de gérer à la source les biodéchets en lien avec la loi AGEC, les terres des milieux urbains et péri(urbains) ne pourront pas recycler la MO produite sans conséquences. En effet, les études menées montrent que les terres parisiennes n'ont besoin que de pratiques d'entretien raisonnées et que les flux actuels de composts dans les jardins partagés conduisent inexorablement à une pollution des sols. Le risque étant de dépasser les seuils de gestion pour l'usage potager, voire récréatif alors qu'ils ont été élaborés pour ne pas générer de surexposition de la population.

Il est par ailleurs à noter que l'analyse du projet de révision des normes (« Socle commun ») montre que la plupart des seuils seront abaissés sauf pour les éléments jugés moins toxiques que sont le zinc, le cuivre ou le nickel.

Au vu de ces éléments, il apparaît pertinent de mettre en cohérence les politiques publiques de gestion des biodéchets et les objectifs de qualité des terres urbaines. Une sensibilisation sur la production raisonnée des composts et autres PRO en milieu urbain apparaît nécessaire parallèlement à la mise en place de filières de valorisation dans le milieu agricole par épandage direct ou après méthanisation. Cela est d'autant plus nécessaire que l'agriculture souffre d'un déficit structurel en MO, malgré son caractère indispensable pour garantir la fertilité des sols, favoriser la biodiversité, limiter l'érosion et pallier l'augmentation du coût des matières fertilisantes.

Un nouvel exemple, si tant est qu'il en faut, de l'interdépendance du milieu agricole et du milieu urbain et qui confirme la nécessité de préserver les terres agricoles et l'agriculture régionale.

Références bibliographiques

- Ademe, 2022. *Comment réussir son compost?* <https://bibliothèque.ademe.fr/cadic/6991/guide-reussir-compost.pdf>
- Adnot A., 2022. *Quel est l'impact des composts autoproduits par les jardins partagés parisiens sur la pollution des sols ?* Rapport de master, spécialité Sciences et technologie de l'agriculture, de l'alimentation et de l'environnement, université Paris-Est Créteil, 48 p.
- Ben Jemaa F., 2019. *Évaluation de la qualité des composts, des pratiques et de la potentielle contamination des sols.* Rapport de master, spécialité Sciences et technologie de l'agriculture, de l'alimentation et de l'environnement, université Paris-Est Créteil, 61 p.
- Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, Comité économique et social européen et au Comité des régions – Stratégie thématique en faveur de la protection des sols [SEC(2006)620] [SEC(2006)1165] /* COM/2006/0231 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A52006DC0231>
- Haut Conseil de la santé publique, 2014. *Détermination de nouveaux objectifs de gestion des expositions au plomb.* <https://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=444>
- Jacquier M., 2019. *À chacun son compost. Explorer les pratiques et les savoirs des jardiniers amateurs dans les jardins collectifs urbains.* Rapport de master, spécialité Agrosociétés, environnement, territoires, paysages, forêts, université Paris-Saclay – Agroparistech, 104 p.
- Nold F., 2020. Qualité des terres urbaines en Île-de-France in Mougin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy E. (coord.), *Les sols urbains sont-ils cultivables ?* Chapitre 2, Versailles, éditions Quæ, 24-39 (coll. Matière à débattre et décider).

9. Recyclage des matières organiques : oui, mais jusqu'où ?

Cécile Poulain

Le projet de réglementation sur les matières fertilisantes dit « Socle commun » a pour objectif d'harmoniser la réglementation française autour des matières fertilisantes dans le but de faciliter le retour au sol en confiance des matières organiques d'origine résiduaire dans la perspective d'une économie circulaire.

Si les pratiques de réutilisation des déchets organiques et de retour au sol des déjections animales pour la fertilisation (engrais [éléments fertilisants] ou amendement [matière organique, gestion du pH]) n'ont jamais vraiment cessé avec l'essor de la fabrication d'engrais minéral de synthèse, c'est sous le prisme environnemental de l'économie circulaire qu'elles sont encouragées aujourd'hui. Utiliser les matières fertilisantes issues du recyclage (Mafor) permet au monde agricole d'être moins dépendant des engrais d'origine non renouvelable (impacts environnementaux, raréfaction des ressources minières) et plus résilient en permettant d'atténuer les effets du changement climatique par un plus grand stockage de matières organiques dans les sols. C'est également une volonté des pouvoirs publics de réduire les volumes de déchets générés par les activités économiques et d'améliorer leur recyclage. 729,2 millions de tonnes de matières fertilisantes organiques issues du recyclage ont ainsi été épandues en 2018, dont près de 94 % d'effluents d'élevage (Ademe, 2018) et le reste majoritairement constitué par des Gisements urbains et industriels. Ce sont au total 6,6 millions d'hectares qui reçoivent des Mafor sur les 29 millions de surface agricole française métropolitaine¹.

Selon la prospective des matières fertilisantes d'origine résiduaire à l'horizon 2035 commanditée par le ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire en 2019, l'offre et la demande en Mafor diminueront, principalement du fait de la réduction du cheptel français. Les taux d'utilisation des Mafor seront en très légère baisse d'ici 2035, oscillant entre 17 et 19 % de la fertilisation totale. Ces résultats prospectifs confortent les orientations des politiques actuelles en faveur notamment du développement des légumineuses comme source d'azote (Stratégie nationale sur les protéines végétales) et du tri à la source des biodéchets à partir de 2024, qui contribueront à augmenter et optimiser la part de la fertilisation d'origine renouvelable dans l'agriculture.

Encourager le retour aux sols agricoles des matières organiques issues du recyclage² nécessite cependant l'évaluation des bénéfices et des risques associés à leur utilisation

1. Association nationale professionnelle pour les engrais et amendements (ANPEA), 2018, Observatoire national de la fertilisation minérale et organique.

2. Notamment *via* la feuille de route nationale pour l'économie circulaire en 2018 puis la loi du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire (AGEC).

aussi bien au niveau des parcelles que de leur environnement (compartiments sol, eau et air, biodiversité) et de leur impact sanitaire. Du fait de leur origine résiduaire, les apports au sol des matières organiques exogènes peuvent en effet représenter une source de contaminants minéraux (éléments traces métalliques, nanoparticules...), contaminants organiques persistants (hydrocarbures, résidus pharmaceutiques et hormonaux, dioxines, composés perfluorés, additifs des plastiques...), mais aussi d'agents pathogènes pour les matières fertilisantes non suffisamment hygiénisées (salmonelles, *Escherichia coli*, parasites...).

Les pouvoirs publics ont ainsi mobilisé l'expertise scientifique collective à plusieurs reprises à cette attention : valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier en 2014³, usages de matières plastiques biosourcées, biodégradables et compostables en 2022 (Anses, 2022), plastiques utilisés en agriculture et pour l'alimentation commencé en 2022, ainsi que de nombreux avis ou appuis scientifiques en matière de cadmium (Anses, 2018), d'éléments traces métalliques (Lavasueur *et al.*, 2021) dans les matières fertilisantes... Un encadrement vigilant des matières entrantes et des processus de fabrication accompagné d'un contrôle de la qualité de ces matières avant leur mise sur le marché ou leur épandage est nécessaire pour s'assurer que leur usage *via* la fertilisation préserve la qualité des sols.

Si ces mesures de gestion de la contamination des productions végétales par les matières fertilisantes et les supports de culture ont été entreprises en 1998 au niveau national pour les boues d'épuration, puis en 2002 et 2006 pour les amendements organiques, les exigences réglementaires issues de ce processus historique sont cependant disparates ; celles-ci dépendent du type de matière fertilisante (produits manufacturés, boues de station d'épuration, biodéchets, effluents d'élevage, etc.), de leur origine (agricole, urbaine, industrielle) et de la voie de mise sur le marché : autorisation de mise sur le marché délivrée par l'Anses, conformité à une norme française, au règlement européen 2019/1009⁴, à un cahier des charges, ou à un plan d'épandage.

Ce besoin d'harmoniser et de renforcer l'encadrement des matières fertilisantes s'est traduit, en 2018, par un pacte de confiance élaboré avec l'ensemble des acteurs de la filière. Ce pacte a proposé de définir les conditions de valorisation des matières et déchets organiques sur les sols agricoles pour préserver la qualité des terres et des productions alimentaires. Pour le rendre opérationnel, un socle commun réglementant les principaux contaminants des matières fertilisantes (dont celles d'origine résiduaire) et supports de culture (MFSC) a été conçu pour spécifier autant que de besoin l'innocuité et l'efficacité de ces matières. Cette réglementation est également un gage de sécurité pour la valorisation des matières issues de l'économie circulaire, dont l'utilisation devrait se renforcer.

Ce socle commun harmonise ainsi les principes de caractérisation des MFSC par des critères de qualité – innocuité et efficacité – pour l'ensemble des matières fertilisantes.

3. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, <https://hal.inrae.fr/hal-02801920v1>

4. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1009&rid=1>

Il précise ainsi la liste des contaminants et leurs seuils admissibles pour l'ensemble des matières selon des catégories liées à leur usage ; mise sur le marché tout public, uniquement pour des professionnels ou sous plan d'épandage, quelles que soient leurs modalités de mise sur le marché (normes, AMM, cahier des charges, plan d'épandage).

Le mandat législatif du socle commun a ainsi été complexe : comment rétablir la confiance du monde agricole ? Comment fixer des critères harmonisés à l'ensemble des matières fertilisantes déjà autorisées par une réglementation foisonnante et datée non pas selon leur origine mais selon leur usage ?

Cet exercice de légistique a demandé de nombreuses concertations avec l'ensemble des acteurs. Cette nouvelle réglementation du socle commun institue des catégories de MFSC en fonction de leur destination (utilisées par particulier et/ou par professionnel, en plan d'épandage), des critères d'innocuités (à savoir les contaminants à rechercher selon leurs matières constitutives), et des valeurs limites qu'ils doivent respecter pour réduire les risques selon l'usage qui en sera fait. La future réglementation établit ainsi une progressivité dans les teneurs maximales autorisées d'un même contaminant entre catégories, les plus basses pour celles mises librement sur le marché, certaines parfois supérieures pour les usages réservés aux professionnels, et les plus fortes pour des déchets épandus *via* un encadrement et un contrôle plus strict.

Le respect des teneurs maximales en contaminants comme le chrome VI, l'arsenic inorganique, les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) contaminants est également instauré, conformément au règlement européen sur les matières fertilisantes.

Ce cadrage réglementaire initial du socle commun sera par la suite complété par d'autres arrêtés ultérieurs qui encadreront l'efficacité, les modalités de mise en place des tests d'écotoxicité et de perturbation endocrinienne...

Déchets : vers la notion de ressources

Les innovations manufacturières entraînent souvent de nouveaux types de déchets et, par ricochet, un accroissement des lois relatives aux déchets dans le Code de l'environnement (et le Code rural). Ainsi, au fil du temps, l'encadrement du domaine des déchets s'enrichit. Si dans un premier temps, on se concentre sur son élimination, *via* l'enfouissement ou l'incinération, on privilégie progressivement les objectifs de réduction (dès 1975), du réemploi, de la valorisation de matière... C'est ainsi qu'en 2008, la directive-cadre sur les déchets organise une hiérarchie dans la gestion des déchets en privilégiant la valorisation de matière sur celle de l'énergie. Des lois globales sur l'environnement ont par la suite organisé le domaine des déchets organiques : du Grenelle I, qui en 2009 fixe un certain nombre d'objectifs en matière de prévention et de recyclage, notamment dans sa valorisation organique, au Grenelle II en 2010, puis en 2015 la loi de transition énergétique pour la croissance verte qui donne

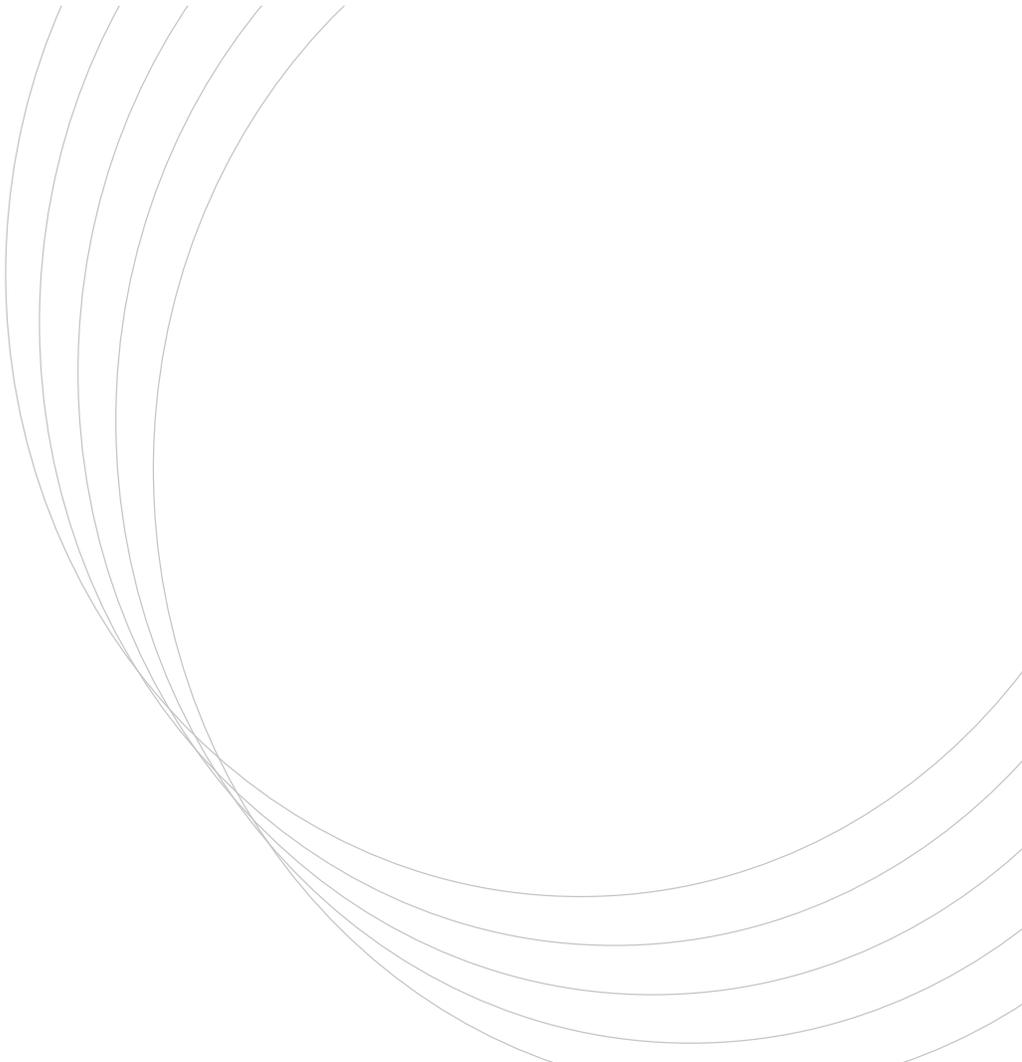
des objectifs pour la filière organique. En 2020, suite à la feuille de route autour de l'économie circulaire proposée en 2018, la loi AGEC, relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire, décline ces grands principes en s'intéressant à toutes les étapes du cycle de vie d'un produit, notamment la fin de vie du déchet en résonance au niveau européen avec le Green New Deal (Pacte vert pour l'Europe, 2019) et ses déclinaisons : le paquet économie circulaire (2020), la stratégie « Farm to Fork » (« De la ferme à la table », 2020).

Références bibliographiques

- Ademe, 2018. *Matières fertilisantes organiques : gestion des épandages*. Guide de bonnes pratiques.
- ANPEA, 2018. Observatoire national de la fertilisation minérale et organique.
- 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*. Rapport d'expertise collective, 291 p.
- Anses, 2022. *Usages de matières plastiques biosourcées, biodégradables et compostables. Avis de l'Anses*. Rapport d'expertise collective, 84 p.
- Houot S., Pons M. S., Pradel M., Savini I., Tibi A., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier*. Expertise scientifique collective, INRAE, 103 p.
- Levasseur P., Foray S., Blazy V., 2021. *Teneurs en 10 éléments tRACes des déjecTIONs animales bruts et transformés (TRACTION)*. Rapport d'étude Ademe/ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 53 p. www.ademe.fr/mediatheque

PARTIE III

Usages des sols, transferts des polluants et santé



Introduction

Sols et santé : des liens multiples, un impératif de prévention

Agnès Lefranc

Parce que le sol est le substrat sur lequel nous vivons, dans lequel parfois nous déversons différents contaminants, dans lequel poussent les végétaux que l'Homme ou les animaux consomment, parce qu'il est un immense réservoir de biodiversité et bien plus encore, sa qualité va influencer la santé des personnes, des animaux et des écosystèmes.

Ainsi, s'intéresser aux liens entre sols et santé, comme le font sous différents angles les travaux présentés dans cette partie, est une déclinaison très opérationnelle de l'approche « une seule santé », qui consiste en une approche intégrée et unificatrice visant à équilibrer et à optimiser durablement la santé des personnes, des animaux et des écosystèmes en reconnaissant que la santé des humains, des animaux domestiques et sauvages, des plantes et de l'environnement en général (y compris des écosystèmes) est étroitement liée et interdépendante.

Les activités humaines passées et actuelles, industrielles ou agricoles notamment, peuvent contribuer à dégrader la qualité des sols, en faisant des sources de réémission de polluants dans l'air, de contamination des végétaux qui y poussent, ou en perturbant les écosystèmes complexes qu'ils abritent, comme l'illustre le cas du glyphosate dans cette section. L'observation des impacts de ces dégradations sur la santé est complexe : les effets surviennent fréquemment avec un temps de latence important et sont le plus souvent multifactoriels. Qui plus est, le milieu « sol » lui-même, de par « l'inertie » et la variabilité qu'il présente vis-à-vis des transferts de contaminants par exemple, ajoute encore à la complexité des travaux qui s'attachent à observer les impacts sanitaires d'une dégradation de la qualité des sols.

C'est pourquoi la mise en œuvre de mesures de prévention, visant à agir sans attendre la réalisation des impacts sanitaires négatifs d'une qualité des sols dégradée, est indispensable. Concernant la prévention des effets négatifs des pollutions des sols d'origine anthropique sur la santé humaine, en particulier celle des populations les plus sensibles, un cadre réglementaire national s'est progressivement mis en place au cours de deux dernières décennies. La prise en compte de l'héritage de siècles d'activités humaines ayant pu contribuer à dégrader la qualité des sols peut s'avérer ardue, notamment par la difficulté d'accéder à la connaissance des pollutions passées, mais des démarches de diagnostic prioritaires peuvent y contribuer, comme l'illustre la démarche parisienne présentée dans la présente section.

Aujourd'hui, des enjeux nouveaux apparaissent. De façon générale, il est nécessaire de progresser encore dans la connaissance et la compréhension des interdépendances qui s'exercent au travers du sol entre santé et activités humaines, santé des animaux et santé des écosystèmes. Par ailleurs, alors qu'en 2022 la Banque mondiale estimait que 56 % de la population mondiale, soit 4,4 milliards d'habitants, vivaient en ville, et que le milieu urbain est très vulnérable aux impacts au changement climatique, les impératifs de désimperméabilisation des sols et de lutte contre le phénomène d'îlot de chaleur urbain par exemple amènent à de nouveaux questionnements sur les usages de sols dont la qualité a pu être parfois extrêmement dégradée par les activités humaines passées. Ces questionnements ne trouveront probablement pas de réponse unique, mais le développement de méthodes permettant une analyse au cas par cas n'omettant, dans une démarche intégrative, aucune des dimensions connues des liens entre sols et santé pourrait contribuer à une meilleure gestion de ces situations.

Le sol est ainsi bien plus que le support inerte des activités humaines. Notre santé dépend de la « bonne santé » du sol et des autres organismes vivants pour lesquels il constitue un milieu de vie.

10. Pollution des sols et dégradation de la qualité de l'air intérieur

L'exemple de la démarche parisienne de diagnostics dans les établissements sensibles

Agnès Lefranc, Irène Cazenobe, Franck Bonneville, Marie Gantois, Isabelle Rouvié-Laurie

Introduction

Certaines substances présentes dans les sols peuvent avoir des impacts néfastes sur la santé humaine. La survenue de ces impacts est conditionnée par l'existence d'une « voie d'exposition » permettant la pénétration de la substance dans l'organisme.

Dans le cas des sols pollués, l'exposition directe à des substances polluantes se fait soit par inhalation de poussières ou de gaz provenant des sols, soit par ingestion de sols pollués, soit par contact cutané de sols ou de poussières. L'exposition indirecte se fait notamment par consommation d'eau, de végétaux ou de produits animaux qui au contact de sols pollués peuvent être eux-mêmes contaminés.

La pollution des sols peut entraîner des pollutions de l'air intérieur

Lorsque le sol contient des substances volatiles¹, celles-ci sont, au gré des conditions physico-chimiques (température notamment), émises dans l'air qui se trouve au-dessus du sol. En l'absence de bâti, elles sont rapidement dispersées et, sauf circonstances exceptionnelles, leurs concentrations dans l'air restent suffisamment faibles pour ne pas présenter de risque sanitaire inacceptable. En revanche, lorsqu'un bâti est présent sur un sol pollué par des substances volatiles, ces dernières peuvent s'accumuler dans l'air intérieur des bâtiments, en particulier dans les étages les plus bas et les zones directement en contact avec le sol.

1. Par exemple, le mercure, le benzène, le trichloréthylène, le perchloréthylène (ou tétrachloroéthylène) ou les composés organiques volatils (COV) en général.

Les transferts du sol vers l'air intérieur des bâtiments et l'accumulation éventuelle des polluants dans l'air intérieur sont conditionnés par de nombreux facteurs, dont notamment (Direction générale de la prévention des risques, 2017) : la présence de vides sanitaires, de caves, de parkings, ventilés ou non, et de leur type de sol (terre battue ou dalle) ; la présence de gaines techniques (chauffage, distribution d'eau...) ou d'aménagements tels que les vide-ordures, les cages d'ascenseurs qui peuvent constituer des voies de diffusion verticale des pollutions présentes dans les sols ; la présence d'appareils (chaudières...) dont le fonctionnement peut créer une dépression du local qui conduit à « aspirer » les polluants du sol ; l'état des dalles, qui conditionne leur étanchéité (présence de fissures, de joints...) ; la présence et le type de ventilation (mécanique ou naturelle...) et, en cas de présence de dispositifs de ventilation, leur état de fonctionnement et d'entretien ; la présence, l'état et l'opérabilité des ouvertures permettant l'arrivée d'air neuf. Ces éléments peuvent induire les concentrations en polluants susceptibles d'être retrouvées dans les espaces intérieurs.

Le risque qui peut en résulter pour la santé humaine est également conditionné par la sensibilité des populations exposées et par les doses d'exposition, qui dépendent elles-mêmes du temps passé dans les locaux. Dans le cas des expositions par inhalation, il est considéré en règle générale que la présence d'un polluant dans l'air d'un local rend inévitable l'exposition par inhalation des personnes qui s'y trouvent, proportionnellement aux concentrations présentes dans l'air et au temps passé dans le local (hors port d'équipements de protection individuelle adaptés), quelles que soient leurs activités dans le local considéré (contrairement aux expositions par ingestion, dont l'existence et l'intensité pourront être largement affectées par la nature des activités prenant place dans le local).

Afin de prévenir les expositions, ou *a minima* de s'assurer de l'absence de risques inacceptables pour la santé humaine, si des mesures préventives (changement d'usage du site, et/ou conception de la construction permettant d'assurer l'étanchéité entre le sol et le bâtiment) sont envisageables (et désormais réglementairement requises) lorsque la pollution du sol est connue préalablement à la construction d'un bâtiment (circulaire du 8 février 2007 relative à l'implantation sur des sols pollués d'établissements accueillant des populations sensibles), la problématique des bâtiments existants construits sur des sols pollués requiert une autre approche.

Gérer l'héritage du passé

Au tournant du xxi^e siècle, le constat de contamination par certains polluants (mercure, benzène, trichloréthylène, perchloréthylène...) dépassant les valeurs de référence sanitaires dans l'air intérieur de bâtiments recevant du public, parfois très anciennes, et la mise en relation de ce constat avec l'existence de pollutions historiques des sols des parcelles concernées a amené à une prise de conscience des autorités vis-à-vis de cette problématique. Aux dates de construction de ces bâtiments, les obligations

réglementaires en matière de prévention, de remédiation et de prise en compte pour la définition des usages des pollutions des sites et des sols étaient moins strictes qu'à l'heure actuelle, voire inexistantes. Ainsi, en vue de prévenir les risques sanitaires pour les occupants, en particulier les enfants, population particulièrement vulnérable vis-à-vis des effets cancérogènes ou neurotoxiques de certains polluants des sols, il apparaissait nécessaire d'identifier *a posteriori* les établissements existants susceptibles d'être concernés par des contaminations de l'air intérieur liées à des pollutions des sols, et d'y conduire des diagnostics, afin de mettre en œuvre les mesures de prévention nécessaires en cas de pollution avérée.

Le 2^e Plan national santé environnement (2009-2013) comprenait ainsi une action : « Identifier d'ici 2013 les établissements sensibles construits sur des sites potentiellement pollués, évaluer le risque et, le cas échéant, définir et mettre en œuvre des plans de gestion. » « Établissements sensibles » est ici entendu au sens de la circulaire du 8 février 2007, c'est-à-dire « crèches, écoles maternelles et élémentaires, établissements hébergeant des enfants handicapés relevant du domaine médico-social, ainsi que les aires de jeux et espaces verts qui leur sont attenants », et les « collèges et lycées, ainsi que les établissements accueillant en formation professionnelle des élèves de la même tranche d'âge ».

L'article 43 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement a fixé un calendrier de mise en œuvre, en prévoyant le croisement de la base de données des anciens sites industriels et activités de services et de la carte des lieux d'accueils de populations sensibles avant la fin de l'année 2010. Dans le cadre d'un groupe de travail interministériel piloté par le ministère chargé de l'environnement, une liste de 2039 établissements situés en France et construits sur ou à proximité immédiate de l'emprise d'une ancienne activité susceptible d'être polluante a été établie, et un certain nombre d'entre eux a fait l'objet de diagnostics, selon un protocole défini par la circulaire interministérielle du 4 mai 2010 et la circulaire du 17 décembre 2012 au niveau national. À l'issue du diagnostic, chaque établissement a été classé dans l'une des catégories suivantes :

- catégorie A : « les sols de l'établissement ne posent pas de problème » ;
- catégorie B : « les aménagements et les usages actuels permettent de protéger les personnes des expositions aux pollutions, que les pollutions soient potentielles ou avérées. Des modalités de gestion de l'information doivent cependant être mises en place pour expliquer ce qui doit être fait si les aménagements ou les usages des lieux venaient à être modifiés » ;
- catégorie C : « les diagnostics ont montré la présence de pollutions qui nécessitent la mise en œuvre de mesures techniques de gestion, voire la mise en œuvre de mesures sanitaires ».

Les résultats obtenus sur les environ 1400 établissements ayant fait l'objet d'un diagnostic ont permis de confirmer que certains établissements sensibles construits sur d'anciens sites industriels (environ 9 % des établissements diagnostiqués) faisaient

l'objet, ponctuellement ou de façon plus étendue, de pollutions nécessitant la mise en œuvre de mesures de gestion appropriées (catégorie C) : mesures allant, par exemple, de l'amélioration de la ventilation à l'éviction des occupants, éventuellement accompagnées de mesures sanitaires de type dépistage. Pour un peu moins de la moitié des établissements diagnostiqués, il apparaissait nécessaire de prendre des précautions en cas de réaménagement du fait de la présence potentielle ou avérée de pollution susceptible d'exposer les enfants en cas de modification de l'agencement actuel (catégorie B)². Toutefois, fin 2015, le ministère a pris la décision de mettre fin à ce programme (Jourda G., au nom de la commission d'enquête n° 700, Sénat, 2020).

À Paris, 575 établissements accueillant des personnes mineures avaient ainsi été identifiés comme superposés ou contigus à un site figurant dans l'inventaire BASIAS. 134 diagnostics représentant la presque totalité des crèches parisiennes figurent sur le site du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM)³ dans le cadre de la démarche mise en œuvre par l'État jusqu'à son interruption. Quinze de ces diagnostics (soit 11%) ont amené à un classement de l'établissement en catégorie C (« présence de pollutions qui nécessitent la mise en œuvre de mesures techniques de gestion, voire la mise en œuvre de mesures sanitaires »), dont quatre en raison de transferts des polluants du sol vers l'air intérieur. 83 diagnostics (soit 62% des diagnostics) ont amené à classer l'établissement en catégorie B (mise en place de « modalités de gestion de l'information [...] pour expliquer ce qui doit être fait si les aménagements ou les usages des lieux venaient à être modifiés »). Il est à noter que les proportions d'établissements classés B ou C parmi les établissements diagnostiqués sont légèrement plus élevées à Paris qu'au niveau national. Cela peut découler d'une priorisation efficace des investigations menées à Paris jusqu'à l'interruption de la démarche nationale, mais cela reflète très probablement aussi l'impact de la très forte densité d'activités industrielles existant jusqu'à la seconde moitié du xx^e siècle à Paris, et de l'extrêmement forte densité d'urbanisation de la ville actuelle, ayant conduit, avant la mise en place de la réglementation en vigueur, à la réutilisation massive sans précaution particulière des terrains laissés vacants par le départ d'activités industrielles, y compris pour la construction d'équipements accueillant des enfants.

La démarche parisienne de diagnostics dans les établissements sensibles

L'interruption de la démarche nationale a amené la ville de Paris à poursuivre, à son initiative, une action de diagnostic et de gestion des établissements accueillant

2. <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/demarche-etablissements-sensibles/phase-exploratoire-2010-2021>, consulté le 02/01/2023.

3. https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/rapports_diagnostic_ets/recherche, consulté pour le département de Paris le 02/01/2023.

des mineurs de façon pérenne, situés sur d'anciens sites industriels et dont elle est gestionnaire : crèches n'ayant pas déjà bénéficié d'un diagnostic, écoles maternelles et élémentaires, collèges, établissements d'hébergement de l'aide sociale à l'enfance. Cette démarche, nommée « ESPPISols » (Établissements sensibles et prévention de la pollution issue des sols), se fonde en partie sur la méthodologie de diagnostic de la démarche nationale préexistante. C'est sur cette base qu'une méthodologie propre a été proposée par la ville de Paris à un comité d'experts nationaux qu'elle avait constitué, comprenant trois collègues : un collègue « Pollution des sols », regroupant des représentants de l'Ineris, de l'Ademe et du BRGM ; un collègue « Représentants de l'État », regroupant des représentants de l'ARS-ÎdF DD 75, de la DRIEAT-ÎdF UD 75, de la Préfecture de police de Paris, ainsi que du Laboratoire central de la Préfecture de police (LCPP) ; un collègue « Santé », regroupant des experts universitaires et médicaux. Après des premiers échanges avec ce comité d'experts, puis une phase pilote permettant de tester la pertinence et la faisabilité des modalités définies, la méthodologie a été finalisée en 2021.

L'objectif de cette méthodologie est d'évaluer l'exposition des usagers des établissements concernés, d'être en capacité de mettre en place rapidement des mesures de gestion en cas de problème identifié en matière de qualité de l'air intérieur (mais aussi de l'eau du robinet ou des sols de surface), de caractériser les transferts de polluants et de s'assurer de la compatibilité des éventuelles pollutions résiduelles avec l'usage d'établissement accueillant des enfants.

Elle repose, après une phase d'étude historique et documentaire et de visite(s) du site, sur des analyses de qualité d'air intérieur et extérieur (ainsi que de l'eau du robinet et des terres de surface) en première intention, et non plus sur des investigations du sol et des gaz du sol comme dans la démarche mise en œuvre antérieurement par l'État. Le choix de réaliser des mesures à la recherche de contaminations éventuelles dans les milieux en contact direct avec les personnes (enfants et adultes) fréquentant les établissements (et donc au plus proche de leurs expositions potentielles) est délibéré, et relève du plein positionnement de la démarche adoptée par la ville de Paris comme une action de prévention en santé publique.

I Documenter les éventuelles pollutions de l'air intérieur

La phase d'étude historique et documentaire et de visite(s) du site permet notamment de définir le plan d'investigations propre à chaque site, en fonction de ses spécificités. Sont notamment pris en compte la nature et la localisation des anciennes activités, la présence ou non de vides sanitaires, le type de ventilation, la localisation des pièces de vie, l'existence de stockages de produits ou activités pouvant impacter les résultats, etc. Les modalités d'usage du bâtiment (usages des différentes pièces, circulations...) sont également prises en compte, après renseignement *via* un questionnaire soumis au responsable d'établissement.

Le choix des points où les mesures sont réalisées se fonde ainsi sur les éléments recueillis au cours de cette première phase, avec la présence systématique de : 1 point au sous-sol, 1 point au rez-de-chaussée du bâtiment, 1 point à l'étage le plus haut occupé par les enfants, 1 point extérieur dans un espace accessible aux enfants et 1 point témoin sur un site de référence, soit au minimum un total de 5 points de mesures et de prélèvements d'air par établissement diagnostiqué.

La nature des polluants à rechercher dans l'air (ainsi que dans l'eau du robinet et les terres accessibles aux enfants) est également déterminée en fonction des éléments de connaissance acquis au cours de l'étude historique et documentaire.

Des analyses systématiques sont réalisées dans l'air à la recherche de : BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes) ; COHV (composés organiques volatils halogénés : trichloroéthylène et tétrachloroéthylène) ; *Screening* COV ; naphtalène ; mercure volatil. Cette liste correspond à celle des polluants les plus fréquemment retrouvés sur les anciens sites industriels, en particulier dans le cadre de la démarche mise en œuvre entre 2009 et 2015. Elle est complétée par la recherche d'autres polluants susceptibles de transferts vers l'air intérieur si l'étude historique et documentaire oriente vers la possibilité de leur présence. Le tableau 10.1 présente les méthodes de prélèvement et d'analyse retenues pour l'étude des contaminations systématiquement recherchées dans l'air intérieur.

Conformément à la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, deux campagnes de prélèvements et mesures (une en période « estivale », hors période de chauffe ; et une en période hivernale, en période de chauffe) seront réalisées par établissement. En effet, le transfert des polluants depuis le sol et leur accumulation dans les bâtiments sont susceptibles d'être affectés par des paramètres variant selon les saisons : températures et pratiques d'aération des bâtiments notamment. La réalisation de deux campagnes au cours de saisons contrastées permet donc de disposer d'une certaine représentativité de la variabilité qui peut en résulter en termes de concentration de polluants atteinte dans les bâtiments.

Les prélèvements et mesures sont réalisés, tout comme pour la démarche mise en œuvre dans les suites du Grenelle de l'environnement jusqu'en 2015, en milieu occupé. En effet, si la réalisation en milieu occupé entraîne des contraintes fortes liées notamment à l'impératif de coexistence en complète sécurité des dispositifs de prélèvements, des personnes intervenant pour les mesures et des occupants habituels des locaux (enfants et adultes), la volonté de disposer de mesures les plus représentatives possible des expositions potentielles des occupants des locaux impose cette disposition. En effet, les pratiques d'aération, de ventilation, de chauffe, et d'ouverture/fermeture des portes intérieures sont notamment différentes en site occupé par rapport à une situation de site non occupé, et elles sont susceptibles d'influencer fortement l'accumulation et la diffusion au sein de l'établissement des éventuelles pollutions de l'air intérieur provenant du sol.

Le choix de recourir autant que possible à des techniques de prélèvement passives (tableau 10.1) est notamment lié à cette nécessité de réaliser les prélèvements en site

Tableau 10.1. Méthodes de mesures, de prélèvements et d'analyses des paramètres étudiés dans l'air

Paramètres étudiés et substances recherchées	Précisions sur le choix des paramètres	Méthodes de prélèvement	Méthodes d'analyse et norme associée
Niveau de composés organiques volatils (COV)	Quantifie la pollution chimique en COV totaux de manière indicative	Mesure directe par détecteur à photo-ionisation (PID)	
4 hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) : Benzène Toluène Ethylbenzène Xylènes totaux	Composés en lien avec des pollutions en hydrocarbures ou solvants dans les sols ou des processus de combustion		
2 composés organiques halogénés volatils (COHV) : Trichloréthylène (TCE) Tétrachloroéthylène (PCE)	Utilisation comme solvants dans diverses activités industrielles ou mécaniques	Prélèvement par diffusion sur cartouche adsorbante de carbo-graph 4 (Radiello® code 145)	Désorption thermique des composés puis analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée à une spectrométrie de masse (ATD-GC/MS) selon la norme NF EN ISO 16017-2
Identification des COV Indice COV _{totaux}	Identification semi-quantitative et qualitative d'autres hydrocarbures volatils (coupe C ₆ -C ₁₀) susceptibles d'être présents dans les sols		
1 hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP) : Naphthalène	Traceur des 16 HAP caractéristiques de certaines pollutions industrielles	Prélèvement par diffusion sur cartouche adsorbante de charbon actif (Radiello® code 130)	Désorption chimique des composés puis analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée à une spectrométrie de masse (GC/MS) selon la norme NF EN 14662-5
Mercure volatil	Forte densité des anciennes activités artisanales utilisant le mercure à Paris	Mesure directe de la résonance d'absorption de radiation de 254 nm à l'aide de l'analyseur portable RA-915 M de LUMEX	

occupé. En effet, deux techniques de prélèvement d'air existent : prélèvement actif (pompage généralement sur huit heures ou vingt-quatre heures) ou prélèvement passif (diffusion naturelle vers le support de prélèvement, généralement sur plusieurs jours). Les prélèvements passifs ont été retenus dans le cadre de la démarche parisienne de diagnostics dans les établissements sensibles car ils sont totalement silencieux (pas de pompe), recourent à des dispositifs peu encombrants et ne nécessitent qu'une présence limitée dans le temps des intervenants techniques (pour la pose et dépose uniquement). Les prélèvements passifs constituent une méthode de prélèvement reconnue et classiquement appliquée dans ce type de contexte. En outre, les prélèvements passifs fournissent des valeurs moyennes sur une semaine, comparables avec des valeurs réglementaires.

■ Interprétation des niveaux de polluants mesurés dans l'air intérieur, et mesures de gestion afférentes

Les valeurs de référence retenues pour l'interprétation des résultats concernant les teneurs en polluants dans l'air intérieur sont celles approuvées par l'État dans le cadre de la démarche initiée en 2009 : il s'agit des valeurs dites « d'analyse de la situation ». Ces valeurs ont été utilisées dans le cadre de la démarche de diagnostic des établissements « sensibles » mise en œuvre par l'État pour conclure sur le classement des établissements (catégories A, B ou C, voir ci-dessus) lorsque des analyses de qualité d'air intérieur avaient été réalisées. Régulièrement mises à jour par l'Ineris⁴, ces valeurs « d'analyse de la situation » ont vu leur utilisation intégrée de façon plus générale dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués de 2017. Trois valeurs sont définies :

- Une valeur R1, la plus basse, qui correspond par ordre de priorité aux valeurs réglementaires disponibles, aux valeurs cibles ou repères du Haut Conseil de la santé publique (HCSP), aux valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAi) de l'Anses et, à défaut, aux valeurs toxicologiques de référence (VTR) sélectionnées par l'Ineris et ramenées en concentration d'exposition ;
- Une valeur R2 qui correspond dans la plupart des cas aux valeurs réglementaires ou aux seuils d'action définis par le HCSP ;
- Éventuellement, une valeur R3 correspondant généralement aux VTR aiguës disponibles pour les expositions sur une courte période.

Les résultats obtenus pour les concentrations de polluants dans l'air au cours des deux campagnes de mesures sont interprétés au regard de ces valeurs d'analyse de la situation.

- Lorsque toutes les valeurs mesurées dans l'air sont inférieures aux valeurs R1 (catégorie identifiée comme « 1 »), il est considéré que, pour ce qui concerne les polluants

4. Au 2 janvier 2023, la dernière version disponible est constituée par le rapport Ineris 20-200358-2173530 du 2 juin 2020 : *Mise à jour des valeurs repères R1, R2 et R3 dans le cadre de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués.*

susceptibles de provenir des sols, la qualité de l'air intérieur dans l'établissement est satisfaisante, et aucune mesure de gestion particulière n'est envisagée à ce titre ;

- Lorsqu'au moins une des valeurs mesurées est supérieure à la valeur R1 et que toutes les valeurs mesurées sont inférieures aux valeurs R2, l'interprétation s'effectue en prenant en considération la localisation du (ou des) point(s) où le(s) dépassement(s) de la valeur R1 a (ont) été constaté(s) :

- Si le dépassement concerne uniquement un ou des point(s) situé(s) dans des espaces inaccessibles aux enfants et peu ou pas fréquentés par les adultes (vides sanitaires, caves, pièces techniques nécessitant des interventions très peu fréquentes, par exemple) (catégorie identifiée comme « 1 bis »), il est préconisé de maintenir les usages actuels et de limiter les allées et venues dans ces locaux (éviter de les utiliser comme lieux de stockage...). L'établissement est identifié dans la base de données de la ville de Paris relative aux locaux, de telle sorte que tous travaux, réfections, modifications d'usage, etc. prennent en compte l'existence, dans les locaux concernés, d'une pollution de l'air. Cette dernière mesure a notamment pour objectif d'éviter que des modifications constructives ou d'usages ne conduisent à ce que des transferts de polluants surviennent vers des zones occupées par des enfants ou fréquentées régulièrement par des adultes, ou même que les locaux affectés par des pollutions de l'air ne voient leur usage modifié pour accueillir des enfants, ou des adultes régulièrement.

- Si le dépassement concerne au moins un point situé dans un espace accessible aux enfants ou régulièrement fréquenté par les adultes (catégorie identifiée comme « 2 »), l'ensemble des mesures détaillées dans la situation précédente est mis en œuvre, des investigations sont réalisées dans les meilleurs délais afin d'identifier la totalité de la zone de l'établissement concernée par des dépassements de la valeur R1, et d'orienter vers l'origine de la pollution. Des mesures de prévention rapides sont implémentées, dont l'efficacité est contrôlée par la réalisation de nouvelles mesures de polluants : par exemple, augmentation de la ventilation et/ou de l'aération, confinement et mise en inaccessibilité (avec éventuelle étanchéification) des zones les plus proches de la source potentielle... À des mesures rapides et immédiates (fermeture systématique des portes, ouverture des fenêtres...) peuvent succéder des mesures plus durables, mais dont l'exécution demande des délais plus longs (installation d'une ventilation mécanique, étanchéification de dalles...). Les autorités sanitaires locales (agence régionale de santé Île-de-France) sont informées de la situation (niveaux de polluants mesurés et mesures de gestion mises en œuvre), et peuvent le cas échéant effectuer des préconisations complémentaires quant aux mesures de gestion et de mesures de surveillance de la qualité de l'air.

- Lorsqu'au moins une des valeurs mesurées est supérieure à la valeur R2, et que toutes les valeurs mesurées sont inférieures aux valeurs R3 (catégorie identifiée comme « 3 »), l'ensemble des mesures détaillées dans la situation précédente est mis en œuvre, de façon urgente et prioritaire. L'identification de l'origine de la pollution est alors essentielle, l'objectif étant de réaliser rapidement les mesures de traitement ou de

confinement de cette source afin d'atteindre des niveaux de polluants inférieurs aux valeurs R1 dans la totalité des lieux occupés par les enfants et fréquentés régulièrement par les adultes au plus six mois après le constat initial ;

- Lorsqu'au moins une des valeurs mesurées est supérieure à la valeur R3 (catégorie identifiée comme « 4 »), la fermeture des locaux concernés, voire de l'établissement, est immédiate, et les mesures détaillées dans les situations précédentes sont mises en œuvre.

Si un dépassement (des valeurs de référence R1, R2 ou R3 pour les concentrations de polluants dans l'air) est connu à l'issue de la première campagne de mesures réalisées (hivernale ou estivale), il fait l'objet d'un signalement immédiat, et de la mise en œuvre des mesures de gestion adaptées à la situation (figure 10.1), sans attendre la production du rapport complet comprenant l'ensemble des résultats (deux campagnes de mesures des polluants de l'air, mesures des polluants dans l'eau du robinet et les terres de surface accessibles aux enfants).

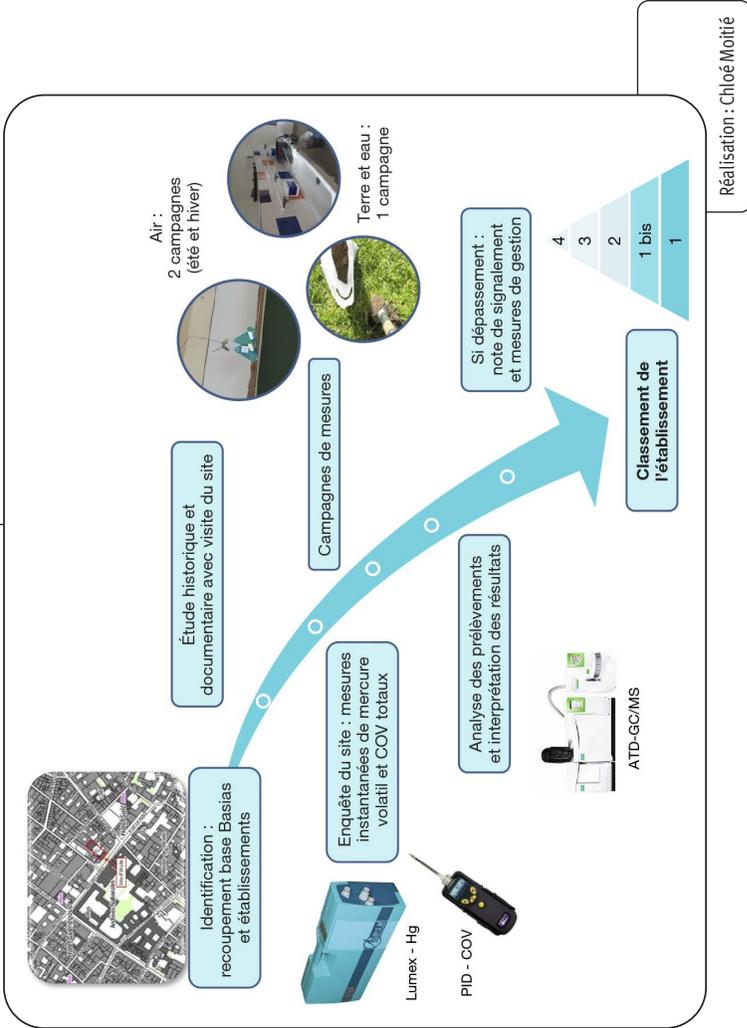
I Contributions et information des occupants des établissements

Le personnel travaillant dans les établissements (employés par la ville de Paris et par l'Éducation nationale dans les établissements d'enseignement), ainsi que les parents des enfants qui y sont accueillis sont informés des investigations à venir lors du lancement de la démarche dans l'établissement qui les concerne. Ils sont également avertis par courrier *ad hoc* et/ou par réunion publique dès lors qu'un dépassement est constaté et que l'établissement est classé dans une catégorie autre que 1.

Les responsables d'établissements ont également à leur disposition, dès l'annonce des investigations à venir, un « guide de communication » qui explicite la démarche et présente de façon pratique les investigations qui vont être mises en œuvre et les impacts pour leur établissement (les investigations étant réalisées en site occupé). Ce guide est accompagné d'un questionnaire qui leur est soumis afin notamment de documenter au mieux les usages des différents locaux de l'établissement, point essentiel pour la conception du plan d'investigation et l'interprétation des valeurs mesurées dans les différents locaux (voir ci-dessus). La question des usages est en effet primordiale, notamment parce qu'elle conditionne les niveaux de polluants atteints dans les locaux (qui dépendent des pratiques d'aération, d'ouverture/fermeture des portes de communication entre les différents espaces...), ainsi que les expositions (en fonction de la fréquentation des différents espaces). La connaissance de ces usages est donc essentielle pour, d'une part, interpréter correctement les résultats des mesures initiales et, d'autre part, déterminer, si cela s'avère nécessaire, des mesures de gestion efficaces pour la prévention des expositions, et acceptables pour les occupants des locaux.

Au-delà, l'appropriation de la démarche par les usagers des locaux (au sens large) est indispensable pour en assurer le succès, notamment dès lors que la mise en œuvre de mesures de gestion est nécessaire.

Figure 10.1. Résumé des étapes de la démarche parisienne de diagnostic dans les établissements sensibles



Conclusion et perspectives

La démarche parisienne de diagnostics dans les établissements sensibles s'inscrit pleinement dans une démarche de prévention en santé publique.

Sans attendre la survenue d'événements sanitaires, de façon prospective, des diagnostics sont réalisés dans les établissements accueillant des enfants, où la qualité de l'environnement est susceptible d'être affectée par des pollutions des sols découlant d'activités industrielles passées. Dès lors que, au regard de valeurs de référence déterminées sur la base de considérations sanitaires, les contaminations de l'environnement sont considérées comme excessives, des mesures de gestion proportionnées sont appliquées. Ces dernières peuvent aller jusqu'à la fermeture d'un établissement, et la mise en œuvre d'une dépollution des sols dans l'attente d'un retour à des niveaux de contamination inférieurs à la plus faible des valeurs de référence disponible. Il est à noter que selon la localisation et la nature de la pollution concernée, les mesures de gestion peuvent être plus ou moins complexes à exécuter, et donc plus ou moins coûteuses et impactantes sur le fonctionnement des établissements.

Ces diagnostics, et plus encore les mesures de gestion qu'il s'avère parfois nécessaire d'implémenter, sont coûteux. Qui plus est, ils n'interviennent le plus souvent que plusieurs décennies après que les établissements ont été construits, et des expositions ont donc pu survenir sans qu'elles soient connues (et prévenues) pendant ces durées. Cette situation, pour regrettable qu'elle soit, est inévitable compte tenu de la mise en place qui reste relativement récente (décret n° 2022-1588 du 19 décembre 2022, par exemple) d'un ensemble complet de dispositions permettant justement de prévenir, avant même la construction des bâtiments, de telles situations. Ces dernières dispositions réglementaires constituent un véritable schéma de prévention primaire des impacts sanitaires des pollutions historiques des sols. Ainsi, même si les contraintes qu'elles génèrent peuvent apparaître majeures, voire « freiner » certaines opérations présentant par ailleurs des impacts sanitaires positifs pour les populations (création d'équipements, notamment), il n'en demeure pas moins que les bénéfices à moyen et long terme, tant financiers que sanitaires, les justifient.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'ensemble des agents de la ville de Paris ayant contribué à la conception de la démarche parisienne de diagnostics dans les établissements sensibles et contribuant à sa mise en œuvre opérationnelle. Nous remercions également les participants au Comité d'experts nationaux qui ont participé à la conception de cette démarche.

Références bibliographiques

- Circulaire du 8 février 2007 relative à l'implantation sur des sols pollués d'établissements accueillant des populations sensibles. <https://www.legifrance.gouv.fr/circulaire/id/27354>
- Circulaire interministérielle du 4 mai 2010 relative aux diagnostics des sols dans les lieux accueillant les enfants et les adolescents. https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/documents/Bulletinofficiel-0024330/met_20100012_0100_0026.pdf
- Circulaire du 17 décembre 2012 relative aux diagnostics des sols dans les lieux accueillant les enfants et les adolescents. Deuxième vague de diagnostics https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/documents/Bulletinofficiel-0026420/met_20130001_0100_0040.pdf
- Décret n° 2022-1588 du 19 décembre 2022 relatif à la définition des types d'usages dans la gestion des sites et sols pollués. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046761045>
- Direction générale de la prévention des risques, 2017. Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. https://ssp-infoterre.brgm.fr/sites/default/files/documents/2022-02/methodo_ssp_2017.pdf
- Jourda G., au nom de la commission d'enquête n° 700, Sénat, 2020. *Pollutions industrielles et minières des sols : assumer ses responsabilités, réparer les erreurs du passé et penser durablement l'avenir. Tome 1 : Rapport*, tome 1 (2019-2020). <https://www.senat.fr/notice-rapport/2019/r19-700-1-notice.html>

11. Risques et gestion des sols urbains pour les usages récréatifs et la culture potagère

Aline Coftier, Véronique Huon de Kermadec,
Ronald Charvet

Introduction

Face aux enjeux actuels, la ville est en mutation : la végétalisation de la ville prend une place de plus en plus importante (plantation d'arbres, ouverture d'espaces verts, développement des jardins collectifs et de l'agriculture urbaine, mise en place de potagers et de vergers dans les écoles et les crèches, etc.) et l'aménagement de l'espace public doit s'y adapter. Ainsi, de nouvelles démarches et concepts apparaissent. Il s'agit désormais de « renaturer la ville » (Deboeuf De Los Rios Serrano *et al.*, 2022), ce qui implique le retour à la pleine terre et à la fonctionnalité écologique des sols. On parle de reconquérir ou réhabiliter des friches, ce qui implique souvent la réappropriation de ces espaces par le public, parfois accompagnée d'une désimperméabilisation des sols, mais aussi de mettre en place des « trames brunes » pour désigner la prise en compte de la continuité des sols et ainsi favoriser, par exemple, la biodiversité. La plupart de ces aménagements et concepts engendrent une nouvelle accessibilité aux terres qui peut s'accompagner de la création de voies d'exposition aux polluants présents dans les sols.

Il serait ainsi faux de croire que les espaces urbains sont naturels et donc adaptés à ces nouveaux usages sans réflexion. Au vu de l'historique des villes et des pollutions présentes dans leurs milieux environnementaux (sols, eaux souterraines et gaz des sols) liées aux anciennes activités industrielles et artisanales, à la présence généralisée de remblais, ou à l'apport ancien de terres maraîchères ou agricoles contaminées, la question du risque sanitaire pour le public se pose.

En effet, ces polluants peuvent être ingérés, inhalés ou transférés dans les végétaux consommés et présenter ainsi un risque sanitaire pour les populations. Les cas des plaines d'Achères ou de Pierrelaye-Bessancourt illustrent cela : des épandages d'eaux résiduaires et de gadoues, puis de boues d'épuration dès le début du xx^e siècle ont pollué les sols en éléments traces métalliques (ETM), les rendant impropres à la culture (interdiction de mise sur le marché des cultures légumières et plantes aromatiques dans l'arrêté du 28 juillet 1999 à la suite des analyses de sols et de végétaux) – cf. chapitre 7.

Nous évoquerons dans ce chapitre la pollution par les ETM des sols urbains superficiels, les voies d'expositions pour les usages récréatifs et potagers, et les questions de gestion des sols pollués et de la pertinence des référentiels, qui ne sont pas nécessairement synonymes de gestion du risque sanitaire. Nous prendrons l'exemple de la mise en place des seuils de gestion instaurés à Paris pour éviter une surexposition de la population.

La pollution des sols urbains

Ayant été affectés par une multitude d'activités et d'événements de remblaiement, les sols urbains superficiels peuvent présenter de nombreuses pollutions, et ce de manière très hétérogène. Ainsi, les zones urbaines dans leur globalité sont susceptibles de relever de la méthodologie nationale des sites et sols pollués du 19 avril 2017¹ (méthodologie SSP), et l'hétérogénéité spatiale des pollutions complexifie les démarches de gestion des sols potentiellement pollués. Avant d'envisager un usage sur un site, pour garantir la comptabilité sanitaire, il est donc nécessaire d'évaluer la qualité des sols en place (pleine terre) ou celle des éventuels apports de terre dite végétale.

Les collectivités diagnostiquent donc de plus en plus les sols et afin de faciliter et d'optimiser leur gestion, le BRGM et l'Ademe développent une base de données des analyses des sols urbains français (BDSolU), visant à établir des référentiels pour les teneurs habituelles des principales substances dans les sols urbains. Le recueil de ces données sur le fond pédogéochimique urbain contribue à permettre de distinguer les pollutions attribuables au site étudié du fond pédogéochimique anthropisé lié à l'activité urbaine ou industrielle environnante. Il est à noter que la notion de valeurs de fond dans les sols est à manipuler avec précaution puisqu'elles peuvent être différentes selon l'échelle spatiale à laquelle on se réfère (site, territoire) (Ademe, 2018a ; 2018b). Une autre initiative, le projet GeoBaPa, a permis de définir un référentiel régional de qualité des sols, incluant le milieu urbain, sur le périmètre Île-de-France – Normandie afin de faciliter la valorisation des terres excavées d'un site à l'autre, en s'assurant que la qualité des sols reste équivalente. Ces deux référentiels, BDSolU et GeoBaPa, ne garantissent pas la compatibilité sanitaire avec les usages et ne constituent pas des objectifs de dépollution.

La ville de Paris a donc réalisé entre 2019 et 2022 une étude pour évaluer l'impact en ETM des sols de surface de ses espaces verts, qui sont en totalité des terres d'apports dont l'origine a été maraîchère puis agricole (Charvet et Coulmance, 2022 ; Charvet et Nold, 2020). Ces données peuvent ainsi constituer les valeurs de fond des sols superficiels des espaces verts parisiens présents au droit des pelouses récréatives. De plus, des corrélations ont pu être établies entre les paramètres agronomiques et les concentrations en ETM mettant en évidence une différence entre les terres apportées avant 1950, correspondant généralement à des terres maraîchères sur lesquelles

1. <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/methodologie/methodologie-nationale-gestion-ssp>

des boues ont été épandues ou qui ont été irriguées par des eaux usées et donc davantage impactées en ETM, et celles apportées après 1950, venant de zones agricoles. Une attention particulière doit donc être portée sur les anciennes terres maraîchères concernant les pollutions en ETM.

La comparaison de l'ensemble de ces données montre que le milieu urbain est beaucoup plus impacté en ETM que les terres agricoles d'Île-de-France (ÎdF) sur lesquelles des teneurs agricoles habituelles peuvent être définies. Ces dernières ont été établies notamment par la cellule interrégionale d'épidémiologie (CIRE) d'ÎdF de l'Institut de veille sanitaire (INVS²), avec l'Institut national de recherche agronomique (INRAE), pour les régions Île-de-France et Centre, pour huit ETM (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, sélénium et zinc) (Mathieu *et al.*, 2007). Dans ce cadre, les auteurs préconisent des études visant à vérifier la compatibilité avec l'usage en cas de dépassement des 95^e percentiles des distributions des valeurs mesurées exclusivement dans les sols agricoles (bases de données d'INRAE).

Le risque sanitaire

■ Les voies d'exposition : des risques connus

La pollution des sols en milieu urbain est susceptible de devenir un problème dès lors que les usages des sols vont mettre en contact la population avec ces sols pollués. Il convient alors d'évaluer l'intensité de ces contacts (l'exposition) et de la mettre en regard des connaissances toxicologiques actuelles sur les substances qu'ils contiennent (le potentiel de danger), afin de statuer sur l'acceptabilité de la situation. Cette démarche est l'évaluation des risques sanitaires. Scientifique et robuste, elle est encadrée par un certain nombre de documents de référence, mais elle n'est pas exempte d'incertitudes.

Les principales voies d'exposition humaine avec les sols urbains superficiels potentiellement pollués par des ETM sont, d'une part, directes (par exemple, ingestion de terre, inhalation de poussières issues du sol) et, d'autre part, indirectes (par exemple, consommation de denrées végétales cultivées sur des sols pollués ou de denrées issues d'animaux élevés sur des sols pollués).

À noter que la manipulation répétée de la terre peut également favoriser le franchissement de la barrière cutanée par les polluants présents dans les sols, conduisant ainsi à une exposition cutanée des jardiniers. La présence de plaie sur les mains favorise évidemment cette voie d'exposition. Cependant, par manque d'études et de valeur toxique de référence (VTR) spécifiques, cette voie d'exposition est considérée comme non quantifiable dans le cadre de la méthodologie SSP. Elle ne sera ainsi pas présentée en détail ci-dessous.

2. INVS devenu en 2016 Santé publique France.

Ingestion de terre et inhalation de poussières

Ingestion de terre

L'ingestion de terre apparaît de prime abord comme contre-intuitive puisqu'on consomme des denrées végétales et animales, on boit de l'eau, mais on ne consomme pas de terre. C'est néanmoins une réalité dont les conséquences en milieu urbain ne sont pas négligeables.

L'ingestion de terre se produit *via* le contact des mains avec le sol ou avec des surfaces salies par des particules de terre, puis avec la bouche. Elle peut également survenir à l'occasion de la consommation de fruits et légumes non ou mal lavés sur lesquels des particules de sol ont adhéré, typiquement les fraises consommées directement au jardin.

L'ingestion de terre est naturellement plus importante chez les jeunes enfants en raison de leur comportement de « porter main-bouche ». Ils portent en effet très fréquemment les mains et les objets potentiellement salis par de la terre à la bouche. Ils ont de plus une proximité accrue avec le sol et des contacts fréquents des mains avec le sol pour se déplacer ou jouer. Chez l'adulte, l'ingestion de terre est évidemment moindre mais néanmoins existante. Elle sera particulièrement importante lors de la pratique du jardinage sans port de gants. L'ingestion de terre chez l'enfant comme chez l'adulte est favorisée par le fait d'avoir les ongles longs et l'absence de lavage régulier des mains.

Des études scientifiques, généralement anciennes, reposant sur la méthode dite des « traceurs » – méthode considérée aujourd'hui comme la plus robuste – proposent des estimations de la masse de terre ingérée par jour par les enfants et les adultes. La méthode des traceurs permet une détermination indirecte de ce paramètre *via* un bilan massique. De manière schématique, elle consiste à sélectionner un élément « traceur » du sol (élément présent à des teneurs élevées et homogènes dans le sol), non absorbé dans le tractus gastro-intestinal, et pour lequel les autres apports (eau, alimentation, médicaments, etc.) peuvent être évalués et mesurés. On estime alors la différence entre la quantité connue du traceur entrant dans l'organisme, hors contribution des sols, et la quantité totale de ce même traceur mesurée dans les selles, afin d'en déduire, connaissant les teneurs du traceur dans les sols, la masse de terre ingérée par jour. Les résultats de ces études prouvent la réalité des expositions par ingestion de terre mais ne sont cependant pas totalement convergents, ce qui induit des incertitudes dans les évaluations des risques sanitaires lorsque cette voie d'exposition est prépondérante. L'évaluateur est en effet aujourd'hui face à des recommandations divergentes issues de différents organismes faisant référence (US-EPA³, Anses, Ineris, HCSP⁴). Aussi, afin d'harmoniser les pratiques en matière de gestion des sites et sols pollués, la méthodologie SSP de 2017 prend le parti de statuer en faveur du jeu de valeurs recommandé par l'une de ces références (Ineris et INVS, 2012). Cette prise de position

3. US-EPA pour US Environmental Protection Agency qui est l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis.

4. Haut Conseil de la santé publique.

a permis d'éviter des divergences de gestion selon les prestataires en charge de l'étude en imposant à tous un référentiel commun. Néanmoins, ce choix est contesté scientifiquement depuis plusieurs années et il n'est pas exclu qu'il soit reconsidéré à l'avenir. De plus, la méthode des traceurs fournit une estimation moyenne des masses de terre ingérée par jour, c'est-à-dire un forfait jour correspondant aux spécificités d'exposition de la population étudiée dans l'étude source. Par ailleurs, cette méthode ne permet pas de distinguer la terre ingérée en extérieur des poussières de sol déposées dans les environnements intérieurs. Or, pour certains usages des sols impliquant une exposition limitée dans le temps et dans l'espace, l'évaluateur aurait souvent besoin de pouvoir décomposer l'ingestion de terre ou de poussières se produisant pendant la journée par activité et laps de temps, et ainsi pouvoir estimer la masse de terre ingérée par récréation en classe de maternelle, ou par heure de jeu dans un parc aménagé. Cependant, l'état des connaissances actuelles ne permet pas d'accéder à un tel niveau de détail, ce qui peut induire une certaine frustration. Force est de constater un fort besoin de recherche sur ce sujet afin d'acquérir de nouvelles connaissances.

Une fois ingérées, les particules de sol sont mélangées à la salive dans la bouche. Le mélange parvient ensuite dans l'estomac où l'action combinée de l'acidité et des enzymes solubilise certains constituants du sol et peut libérer certains polluants, puis passe dans l'intestin dont l'épithélium permet l'absorption des éléments solubilisés. Ainsi, les polluants présents dans la terre ingérée peuvent rejoindre le milieu intérieur et, s'ils ne sont pas métabolisés, générer des effets toxiques pour l'organisme.

Inhalation de poussières issues des sols

L'exposition par inhalation de poussières se décompose en l'émission de poussières depuis les sols et l'inhalation à proprement parler. Les sols soumis à l'influence du vent ou à diverses actions mécaniques (retournement, engins de chantier, etc.) libèrent des particules dans l'air, de granulométrie variable, susceptibles d'être aspirées par la respiration humaine. Le devenir des particules dépend alors de leur granulométrie. Les particules de taille supérieure à 10 µm sont captées dans le nasopharynx et évacuées par mouchage, expectoration, éternuement ou dégluties, puis ingérées. Les particules entre 2,5 et 10 µm pénètrent dans les bronches et y sont retenues, tandis que les particules < 2,5 voire 1 µm pénètrent dans les alvéoles pulmonaires. Ces particules peuvent alors être solubilisées par les fluides pulmonaires, et les substances qu'elles contiennent être absorbées et rejoindre la circulation sanguine.

Lorsqu'une population est exposée à des sols pollués à la fois par ingestion de terre et inhalation de poussières, à teneurs identiques, l'exposition par ingestion de terre est très généralement prépondérante.

Transfert et ingestion de végétaux pollués

Les sols urbains sont des milieux complexes. Du fait de leur histoire (activités, remblaiements, etc.) et des éventuels apports liés aux pratiques culturelles antérieures, leurs caractéristiques physico-chimiques et leur qualité chimique sont variables et

hétérogènes. La pollution des végétaux qui y sont cultivés dépend de ces propriétés des sols, ainsi que des espèces et variétés cultivées et de leur physiologie. Elle est donc difficile à appréhender autrement que par le prélèvement et l'analyse au cas par cas. Les polluants du sol peuvent tout d'abord pénétrer dans la plante par voie racinaire. Le prélèvement peut s'effectuer soit sur toute la surface racinaire, soit être localisé dans la région racinaire apicale. Une part des polluants arrivant jusqu'à la racine peut être absorbée en surface des parois cellulaires de l'épiderme. Ainsi, pour certains ETM (plomb et cuivre), une part importante des polluants au niveau des racines est en fait sorbée⁵ sur l'épiderme. Les polluants peuvent également pénétrer dans la racine par voie apoplasmique (ils empruntent les espaces entre les parois cellulaires jusqu'à l'endoderme) et/ou voie symplasmique (ils pénètrent dans les cellules racinaires grâce à des transporteurs cellulaires) et rejoindre le xylème⁶. À noter que les exsudats racinaires de la plante et les micro-organismes racinaires sont susceptibles de modifier la physico-chimie de la rhizosphère et d'accroître la disponibilité de certains polluants (ETM). Une fois dans le xylème, ils sont véhiculés, sous forme libre ou complexée, vers les parties aériennes *via* le flux transpiratoire. Ils peuvent alors être accumulés dans les différents tissus de tous les organes (racines, tiges, feuilles) potentiellement comestibles des plantes. Le comportement des polluants lors du transport *via* le phloème⁷ et du remplissage des organes de stockage est très peu documenté.

Les plantes peuvent également absorber les polluants par leurs feuilles. Ainsi, les ETM sous forme de poussière ou de gaz (mercure) peuvent pénétrer dans les feuilles à travers les stomates sous forme d'ions, après passage à travers la cuticule.

Enfin, les surfaces des parties aériennes des végétaux peuvent être polluées par dépôt de particules de sols, par interception de poussières qui se réenvoient depuis le sol, ou par éclaboussure lors des précipitations ou de l'arrosage.

De ces phénomènes de transferts, il résulte des concentrations souvent supérieures dans les végétaux cultivés en milieu pollué par rapport à ceux cultivés en milieu non ou peu pollué. Le projet Phyt'Expo (Ademe, 2017), exploitant un large jeu de données relatif à la qualité des plantes potagères, met ainsi en évidence des surconcentrations en milieu pollué. Par exemple, pour le cadmium (Cd), les carottes issues de potagers implantés en milieu pollué en contiennent entre 2,4 et 18 fois plus que celles récoltées en contexte non pollué. Il en est de même pour les laitues : dans les deux études relatives à ce légume exploitées, les concentrations en Cd en contexte pollué sont 18,5 et 2,1 fois plus élevées qu'en milieu non pollué. En revanche, le comportement des pommes de terre et des tomates vis-à-vis de la pollution des sols de potagers en Cd n'est pas aussi tranché. Ainsi, la pollution des végétaux cultivés sur sol pollué bien que fréquente n'est pas systématique.

5. Fixation (absorption, adsorption) ou libération (désorption) de molécules d'un gaz au contact de la surface d'un solide.

6. Tissu végétal transportant la « sève brute », c'est-à-dire l'eau et les nutriments des racines vers la partie aérienne de la plante.

7. Tissu végétal transportant la « sève élaborée », c'est-à-dire contenant les molécules organiques synthétisées dans les feuilles, vers les différents organes de la plante.

Ces transferts du sol vers les végétaux peuvent conduire à une contamination de la chaîne alimentaire humaine et contribuer à l'exposition de la population. Par exemple, dans le cas du cadmium, l'étude de l'alimentation totale 2 (EAT2) de l'Anses, conduite à l'échelle nationale entre 2006 et 2011 (Anses, 2011a; 2011b), montre que les risques d'effets sanitaires liés à l'alimentation ne peuvent pas être écartés. Les principaux aliments contributeurs de l'exposition alimentaire mis en évidence sont d'origine végétale : le pain et les produits de panification sèche, les pâtes, ainsi que les légumes et les pommes de terre. Plus récemment, les conclusions de l'étude de l'alimentation totale infantile (Anses, 2016a à 2016e) ont confirmé celles de l'EAT2, à savoir que le risque sanitaire lié au cadmium dans les aliments ne peut être écarté pour les enfants de moins de 3 ans. L'étude Esteban⁸ (étude de santé sur l'environnement, la biosurveillance, l'activité physique et la nutrition), conduite par Santé publique France entre avril 2014 et mars 2016, a confirmé des niveaux d'imprégnation actuels de la population française au cadmium préoccupants. Cette étude identifie la consommation des céréales au petit-déjeuner comme un déterminant de l'exposition des enfants conduisant à augmenter les niveaux d'imprégnation par le cadmium.

À l'inverse, pour d'autres ETM, l'exposition *via* la consommation de végétaux n'aboutit pas à un apport préoccupant sur le plan sanitaire, même dans les zones de pollution importante.

En cas de suspicion de pollution, les sols des jardins doivent donc être analysés pour déterminer leurs teneurs en polluants avant d'être cultivés pour la production de légumes. Plusieurs outils permettent alors de prédire le transfert potentiel du sol vers les parties comestibles des légumes : la sélection de facteurs de bioconcentration issus de la littérature, le recours à des modèles empiriques ou à des modèles physiologiques. À cet effet, la base de données BAPPET⁹ développée par l'Ademe capitalise les couples d'analyses de teneurs en ETM dans les végétaux et les sols issus de la littérature et de diagnostics SSP, et précise pour chacun un certain nombre de données relatives aux sols, à la plante et au contexte environnemental de l'étude. Elle permet ainsi de sélectionner des gammes de valeurs de facteur de bioconcentration adaptées au contexte de l'étude. Une base similaire existe également pour les composés organiques persistants (BAPPOP¹⁰). Les incertitudes inhérentes au choix des facteurs les plus pertinents pour le contexte du site étudié conduisent cependant souvent, malgré toute la donnée capitalisée dans ces bases, à retenir des hypothèses majorantes par prudence scientifique.

■ Le cas du plomb

En 2014, dans le cadre de son avis sur les expositions au plomb, le HCSP a retenu de proposer des critères de dépistages environnementaux portant sur la qualité des milieux en contact avec les populations (sols, poussières intérieures, eau de boisson).

8. <https://www.santepubliquefrance.fr/etudes-et-enquetes/esteban/les-resultats-de-l-etude-esteban>

9. Base de données des teneurs en éléments traces métalliques de plantes potagères.

10. Base de données sur la contamination des plantes potagères par les molécules organiques polluantes.

Ainsi, pour les sols, le HCSP introduit un niveau de teneur en plomb dans les sols (300 mg/kg) au-delà duquel un dépistage populationnel du saturnisme est préconisé chez les enfants âgés de 0-7 ans et chez les femmes enceintes ou projetant une grossesse à court terme. Ce critère porte sur la teneur moyenne en plomb dans les sols superficiels des lieux fréquentés par les enfants. Il correspond au niveau de teneur en plomb dans les sols tel qu'une plombémie de 50 µg/l est atteinte chez environ 5 % des enfants. Au-delà de ce niveau, le HCSP préconise également une analyse approfondie du risque, comportant notamment une évaluation des conditions d'exposition actuelles et futures envisageables, afin d'en tirer les mesures de gestion jugées les plus pertinentes dans le contexte particulier.

De plus, un niveau dit de vigilance (100 mg/kg), exprimé également en teneur moyenne, a été établi. Au-delà de ce niveau, le HCSP préconise un suivi et des conseils sanitaires. De plus, dans le cas où les teneurs moyennes des sols d'espaces collectifs habituellement fréquentés par des enfants (aire de jeu, cour de récréation, parc public, etc.) ou de jardins potagers collectifs dépassent cette valeur, le HCSP préconise une évaluation des risques prenant en compte les conditions locales d'exposition, suivie d'une analyse technico-économique consistant à évaluer la faisabilité technique des mesures de gestion envisagées ainsi que leur coût, en vue de déterminer les mesures de gestions adéquates.

Le HCSP précise que la définition de ces valeurs s'inscrit strictement dans le cadre de la définition d'une stratégie de dépistage du saturnisme infantile, et que ces valeurs ne constituent pas des objectifs de qualité des sols. Elles n'ont pas été établies dans le but de servir de base à une politique nationale de gestion des sources de pollution des sols.

Toutefois, ces valeurs sont reprises dans la méthodologie SSP en 2017. Ainsi, bien que ce ne soit pas des valeurs de gestion, elles permettent de donner des repères aux acteurs de la gestion des sols pollués et constituent une aide. De plus, ces valeurs et les recommandations associées à leur dépassement (EQRS¹¹ site spécifique et étude technico-économique) ne sont pas en contradiction avec la méthodologie, et les outils proposés par cette dernière peuvent être utilisés à des niveaux de teneur inférieurs en cas de doute (par exemple, usage résidentiel avec jardin sur des sols à 280 mg/kg de plomb).

Le HCSP vient tout juste de publier des valeurs similaires (niveau de vigilance et niveau de dépistage) pour l'arsenic, le cadmium et le mercure. À ce stade, ces valeurs ne sont pas intégrées à la méthodologie SSP.

À noter que l'évaluation sanitaire de l'agence régionale de santé d'Île-de-France (ARS ÎdF) en 2018 (Santé publique France, 2018) concluait, quels que soient les scénarios envisagés (enfants domiciliés sur site avec teneurs médianes ou importantes en plomb et avec ou sans consommation de végétaux produits localement), qu'il n'était pas possible d'exclure la survenue d'effet sanitaire en lien avec la présence de plomb dans les sols pour les enfants de moins 7 ans sur les sites de régions parisiennes

11. Évaluation quantitative des risques sanitaires.

d'épandage de boues et d'eau usées. Des mesures de plombémies chez des enfants de ces périmètres, réalisées à la suite, confirment l'imprégnation de certains enfants à des teneurs préoccupantes.

L'environnement local témoin et le périmètre de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués

Le mode de développement de notre société a été tel qu'aujourd'hui, aucun milieu n'est exempt de pollution. Nous sommes tous potentiellement exposés à un mélange de substances chimiques d'origines diverses et affectant tous les milieux avec lesquels nous sommes en contact. Dans ce contexte, la méthodologie SSP a vocation à gérer la pollution attribuable au site, c'est-à-dire ce que telle ou telle activité ajoute aux substances chimiques d'ores et déjà présentes dans le sol. Sur le principe, elle n'a pas vocation à gérer les éventuelles problématiques sanitaires liées à des teneurs équivalentes aux valeurs de fond pédogéochimique anthropisé, hors contribution de la ou des activités en question. La gestion de ces problématiques plus larges relève en effet d'actions de santé publique et peut, par exemple, donner lieu à des études épidémiologiques.

La question alors soulevée est de savoir quel référentiel va permettre de définir si un site est « anormalement » dégradé, et s'il faut procéder à une gestion de la pollution. La méthodologie SSP propose de prendre pour référentiel l'environnement local témoin (ELT). L'ELT est un état de référence de l'environnement qui n'a pas subi l'influence des activités du site étudié. Il ne constitue pas un état de l'environnement naturel, mais il tient compte de la dégradation de la qualité du milieu résultant de contributions anthropiques diffuses. On s'appuiera donc sur ce concept pour évaluer au terme d'un diagnostic si une problématique relève de la gestion des sites et sols pollués ou non. Si un site ou un milieu montre des dépassements de l'ELT, il est alors possible selon les contextes, soit de mettre en œuvre directement des mesures de gestion, soit d'évaluer si l'état du site est compatible avec son usage, existant ou projeté et, le cas échéant, de mettre en œuvre les actions de gestion pour rendre le site compatible avec l'usage, voire de renoncer à l'usage. En revanche, si un site ou un milieu est conforme à l'ELT, aucune action n'est à entreprendre au titre de la méthodologie SSP. Ce principe découle du fait que la méthodologie a été développée en premier lieu pour gérer les impacts des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), c'est-à-dire leurs impacts hors site, ainsi que leurs impacts sur site lors de la cessation d'activité. Et il n'est pas question, dans ces contextes, d'exiger d'un industriel de dépolluer son site ou de gérer les impacts dans l'environnement de son site à des niveaux inférieurs aux concentrations qui auraient prévalu s'il n'avait pas exercé d'activité du tout.

Cependant, l'ELT ne peut pas être considéré comme un seuil sanitaire ou un objectif de dépollution, certains environnements naturels pouvant déjà induire des risques sanitaires. En effet, les teneurs en polluants, en l'occurrence dans les sols, doivent être mises en regard des usages. On comprend aisément que l'on attend des qualités

différentes pour un sol accueillant un potager de celui qui va accueillir un parking. Ainsi, le sol d'un site identifié comme dégradé par rapport au référentiel d'ELT retenu pourra apparaître compatible avec un usage (par exemple, usage non sensible ou absence de voie de transfert), quand, à l'inverse, un sol présentant des teneurs en polluants inférieures à l'ELT pourra apparaître encore incompatible avec un usage sensible.

Ces situations de gestion dans lesquelles l'ELT présente des teneurs élevées potentiellement incompatibles avec les usages des sols sont particulièrement fréquentes en milieu urbain. Pour les traiter, la méthodologie SSP propose une approche différenciée si l'usage est existant ou projeté.

Concernant les usages existants, en cas de conformité de l'état des sols avec l'ELT, il sera considéré l'absence de dégradation de la qualité des sols attribuable à la zone étudiée, donc l'absence d'« anomalie », même si cet ELT est élevé. La méthodologie SSP n'appelle donc pas de mesures de gestion des sols. En revanche, elle recommande d'alerter les autorités sanitaires sur les teneurs élevées mesurées dans les sols, susceptibles d'être incompatibles avec les usages dans le secteur, afin qu'elles prennent le relai de la gestion de la situation. Si cette position s'entend s'agissant de la gestion des impacts d'une ICPE, c'est plus délicat pour certaines collectivités qui ont une double responsabilité : (i) celle d'aménageur de l'espace public et qui, à ce titre, doivent assurer la compatibilité de la qualité des sols avec l'usage conformément à la méthodologie SSP en se basant sur un concept de recherche « d'anomalies » ; et (ii) celle d'être garant de la salubrité publique et qui, à ce titre, se doivent de gérer les problématiques de santé publique.

Ainsi, pour ces collectivités, la comparaison à l'ELT perd de son sens, puisque, que la zone étudiée soit conforme ou non à cet ELT, la responsabilité d'engager des actions de gestion pour assurer des niveaux de risques sanitaires acceptables lui revient de toute façon. C'est pourquoi certaines collectivités, parmi lesquelles la ville de Paris, font le choix de s'appuyer, non pas sur l'ELT, mais plutôt sur des référentiels élaborés par leurs soins souvent plus contraignants que n'aurait été l'ELT.

Pour les projets d'aménagements portés par des aménageurs ou des collectivités, le guide de l'analyse des risques résiduels (ARR) (BRGM, 2007) préconise, afin de prendre en compte dans le processus de décision la part du risque attribuable au site, de réaliser (i) une évaluation des risques sanitaires correspondant aux expositions résiduelles du plan de gestion du site ou des milieux concernés, et (ii) une seconde évaluation des risques menée sur la situation témoin.

« Cette démarche permet ainsi d'identifier les milieux et les voies d'exposition qui contribuent de manière prépondérante au niveau global d'exposition et qui nécessitent des actions de gestion appropriées ne relevant pas, dans certains cas, de la seule responsabilité du gestionnaire du site ou du projet en question. Cela ne doit néanmoins pas conduire à en conclure que les niveaux d'expositions résiduelles liées aux usages du site doivent systématiquement s'aligner sur ces niveaux d'exposition environnementaux anormaux. En effet, ceux-ci peuvent avoir vocation à s'améliorer, en particulier s'ils peuvent conduire à des expositions chroniques susceptibles d'altérer la santé publique. »

Ainsi, à partir du moment où le processus de gestion SSP est engagé, le guide ARR n'autorise pas à créer un nouvel aménagement incompatible avec l'usage, c'est-à-dire générant des niveaux de risques inacceptables, au prétexte que le projet se trouverait dans un secteur où l'ELT serait identifié comme élevé. Si cela était nécessaire pour rendre le site compatible avec l'usage, il n'est pas exclu de dépolluer le site à des teneurs en deçà de celles de l'ELT ou de mettre en place d'autres mesures de gestion permettant de rendre le site compatible avec l'usage envisagé¹².

Néanmoins, cela suppose le processus de gestion SSP engagé, c'est-à-dire que le dossier ne soit pas classé à la fin du diagnostic des sols. Or, le référentiel conduisant à enclencher un plan de gestion et une ARR est l'ELT. Ainsi, s'il est possible, en cas de dépassement de l'ELT, de dépolluer pour ramener les teneurs du site à un niveau plus bas que l'ELT, rien n'impose d'engager une réflexion sur les risques sanitaires sur site en cas de conformité à cet ELT élevé. On aboutit donc à des disparités de gestion des sites selon qu'ils dépassent ou non l'ELT et entrent ou non dans le processus de gestion SSP.

À nouveau, cela pose des questions de responsabilité pour les aménageurs tant privés que publics : est-il envisageable, au sein d'une zone reconnue comme présentant des teneurs élevées, de créer un nouvel usage exposant la population pour lequel les risques sanitaires sont inconnus ? Pour éviter cet écueil susceptible de mettre en cause leur responsabilité, en milieu urbain, n'est-il pas préférable de s'appuyer sur des référentiels plus précautionneux que l'ELT, lequel peut être jugé élevé en contexte urbain, à savoir pseudo-naturels ou agricoles, dans un souci d'éviter la création de nouvelles surexpositions, voire d'améliorer le niveau de protection sanitaire des populations ?

Ces questionnements sont au cœur des préoccupations de bien des acteurs.

En effet, depuis quelques années on assiste à l'émergence d'une dynamique de création de valeurs diverses (valeurs d'analyse de la situation ou valeurs repères), permettant, indépendamment de toute considération quant à l'ELT du projet, d'assurer la compatibilité de l'état des sols avec certains usages bien définis¹³. Ces démarches, ayant vocation à éviter les surexpositions liées aux futurs nouveaux usages, s'appliquent de la même manière, quel que soit l'ELT.

Force est de constater également que, malgré les préconisations de réaliser un ELT pour chaque projet d'aménagement, depuis de nombreuses années, plusieurs aménageurs franciliens et bureaux d'études s'appuient sur un référentiel régional de sol agricole et forestier établi par la CIRE ÎdF (cf. paragraphe « La pollution des sols urbains »), pour décider s'il convient ou non d'engager une EQRS sur le site.

12. Il convient cependant de préciser que la méthodologie de 2017, si elle a maintenu le guide ARR de 2007 en application, n'a pas explicitement repris le contenu de cette approche, entretenant un flou quant aux préconisations actuellement en vigueur.

13. Par exemple, VRP (valeur repère culture potagère) et VRO (valeur repère culture ornementale) du guide de l'ARS ÎdF (Saillard et Herbreteau, 2022) pour les projets de création de jardins collectifs, les Vasau 1 (valeurs d'analyse de la situation d'agriculture urbaine) du guide REFUGE (risques en fermes urbaines – gestion et évaluation) d'AgroParisTech (Barbillon, 2019) pour les projets de création de fermes urbaines en ÎdF.

Les paragraphes suivants explicitent les prises de position de la ville de Paris sur le sujet pour la gestion des espaces verts, des établissements sensibles, des jardins ornementaux et des potagers collectifs. Ils portent spécifiquement sur les pollutions par les ETM des sols urbains superficiels.

Interprétation et gestion des pollutions par la ville de Paris

■ Gestion des expositions par ingestion de terre (usage récréatif et jardins collectifs ornementaux)

Éléments de la méthodologie nationale

Un site dont le sol présente des teneurs importantes en ETM (significativement supérieures à l'ELT), concluant donc à la présence « anormale » de ces polluants, peut faire l'objet directement de mesures de gestion ou d'une étude spécifique tenant compte des voies d'exposition des populations afin de conclure s'il existe un risque sanitaire.

Pour ce faire, deux outils sont préconisés : en premier lieu, les valeurs de gestion mises en place par les pouvoirs publics pour assurer la sécurité sanitaire des populations et, en second lieu, en l'absence de telles valeurs, l'EQRS permettant d'évaluer les possibles expositions des personnes aux pollutions constatées et de quantifier les risques sanitaires en résultant. Or, il n'existe à l'heure actuelle pas de valeurs de gestion pour les sols à l'exception du plomb. Le recours à l'EQRS est donc fréquent. Les modalités de sa mise en œuvre sont différentes selon qu'elle porte sur des usages existants (grille d'interprétation de l'état des milieux [IEM], et si nécessaire EQRS approfondie) ou projetés (ARR prédictive). Cette modélisation des risques permet de statuer sur la compatibilité du site avec les usages observés ou projetés, et constitue une aide à la gestion permettant d'identifier les leviers de réduction des risques les plus pertinents et efficaces.

La réalisation d'une EQRS prend en compte plusieurs paramètres d'exposition, notamment les teneurs en polluants, la fréquentation des espaces verts et potentiellement la bioaccessibilité des polluants (cf. encadré 1). Ces paramètres sont autant de leviers sur lesquels il est possible d'agir soit pour réduire les risques, soit pour affiner la connaissance des expositions.

Discussion

Comme évoqué plus haut, la comparaison des teneurs mesurées dans les sols à un référentiel de fond urbain n'est pas forcément pertinente pour décider de la nécessité de réaliser ou non une EQRS. En effet, pour certains ETM, les teneurs de fond y sont souvent élevées au regard de leur toxicité. À titre d'exemple, dans le cas du plomb, le HCSP juge une EQRS site-spécifique nécessaire dès 100 mg/kg de plomb dans les sols pour les usages visés (cf. paragraphe « Le cas du plomb »), alors que les teneurs mesurées en milieu urbain sont bien souvent supérieures à cette valeur.

Encadré 1. La bioaccessibilité

L'intérêt d'évaluer la bioaccessibilité des polluants est de prendre en compte dans les EQRS les teneurs réelles pouvant passer les barrières physiologiques, et non plus les teneurs totales présentes dans les sols. Ces méthodes permettent donc une évaluation plus fine des expositions. À l'heure actuelle, la méthodologie nationale de gestion des SSP les préconise essentiellement pour les usages existants. Néanmoins, l'évaluation de la bioaccessibilité peut être aussi pertinente dans le cadre de certains projets d'aménagement si les moyens de réhabilitation sont réduits, et si elle alimente une réflexion en amont permettant de prendre des mesures adaptées.

La bioaccessibilité orale est évaluée grâce à des essais en laboratoire consistant à soumettre un échantillon de sol à l'action de fluides digestifs de synthèse afin de simuler les phénomènes qui se produisent dans le tractus gastro-intestinal. Ils permettent de mesurer la teneur bioaccessible d'un polluant, c'est-à-dire sa teneur solubilisable par les fluides digestifs, et, en rapportant cette dernière à la teneur totale, d'évaluer la fraction bioaccessible. Cependant, ces méthodes sont encore peu répandues. Actuellement, l'essai de bioaccessibilité UBM (Unified Bioaccessibility Method, NF ISO 17924, 2018) est validé biologiquement uniquement pour l'arsenic, le cadmium et le plomb. Or, ce test est long, coûteux et nécessite un réel savoir-faire que peu de laboratoires proposent à l'heure actuelle. C'est pourquoi une méthode simplifiée (essai HCl) a été développée et validée pour les mêmes éléments. Cette méthode simplifiée est en cours de normalisation à l'ISO. Elle est préconisée en *screening* et n'a pas vocation à se substituer totalement au test UBM. De plus, l'intégration de la bioaccessibilité dans les EQRS nécessite des précautions que les évaluateurs doivent connaître, et certains aspects sont à l'heure actuelle toujours débattus entre experts. En effet, certains éléments de calculs, les fractions granulométriques sur lesquelles sont réalisés les tests et analyses totales, l'extrapolation des fractions bioaccessibles mesurées sur certains échantillons à d'autres échantillons ou la pérennité de ces valeurs en lien avec l'évolution des caractéristiques des sols font aujourd'hui l'objet d'une réflexion nationale et concourent à utiliser ces tests avec précaution.

Gestion des sols superficiels pour l'usage récréatif dans les espaces verts, les jardins collectifs ornementaux et les établissements sensibles

En conséquence, compte tenu de sa double casquette induisant des responsabilités élargies, la ville de Paris, suite aux nombreux travaux menés dans le cadre de programmes de recherche et de groupes de travail nationaux, a mis en place, pour ses espaces récréatifs notamment pour ceux aménagés dans les établissements sensibles, des seuils de gestion susceptibles d'être inférieurs à l'ELT de Paris, afin d'assurer le meilleur niveau de protection sanitaire de la population.

Les seuils de gestion de la ville de Paris sont fondés en priorité sur les valeurs sanitaires existantes (HCSP, Haute Autorité de santé – HAS), puis en second lieu sur les teneurs rencontrées dans les espaces verts parisiens et les sols agricoles et forestiers franciliens (CIRE ÎdF) qui ont été validées par des calculs de risques sanitaires basés sur une fréquentation de 365 jours/an.

Les seuils définis ne sont pas figés et sont susceptibles d'évoluer en fonction des recommandations des instances compétentes.

Quel que soit le contexte, la ville de Paris applique donc sa grille de seuils de gestion dès lors qu'un usage récréatif est identifié (sol accessible avec présence potentielle élevée). Pour les établissements sensibles accueillants des enfants de moins de 7 ans, considérant la sensibilité de la cible et la forte fréquentation, un dépassement des seuils conduit directement à la mise en place de mesures de gestion, suite aux recommandations de l'ARS ÎdF. Cela permet ainsi d'éviter la réalisation d'une EQRS pour chaque projet. Dans le cas d'espace vert public, en cas de léger dépassement de ces seuils, une EQRS peut être déclenchée pour tenir compte des spécificités de fréquentation du site et conclure sur sa compatibilité.

Ces seuils permettent, pour un certain nombre d'ETM les plus toxiques, tels que le plomb ou le cadmium, d'intervenir sur des sites présentant des teneurs inférieures à l'ELT. En revanche, pour les éléments les moins toxiques tels que le zinc, les seuils supérieurs aux valeurs de fond des sols parisiens permettent d'éviter de mettre en œuvre des actions de gestion dont les bénéfices sanitaires seraient négligeables.

Cette stratégie très pragmatique, qui a fait l'objet de nombreux échanges avec l'ARS ÎdF, s'écarte de méthodologie SSP à deux égards. Tout d'abord, des actions de gestion peuvent être déclenchées pour les ETM les plus toxiques à des teneurs inférieures à l'ELT de certains secteurs de Paris. En ce sens, cette stratégie est précautionneuse. Cependant, pour les ETM les moins toxiques, elle peut parfois conduire à laisser en place des teneurs supérieures à l'ELT, parfois élevées, ce qui va à l'encontre des principes d'amélioration de la qualité des milieux et de gestion des pollutions concentrées prônés par la méthodologie SSP. Néanmoins, cette gestion pragmatique permet de concentrer les efforts sur les situations les plus préoccupantes et de répondre ainsi aux mieux aux enjeux sanitaires liés aux usages récréatifs dans les espaces verts, les jardins collectifs ornementaux et les établissements sensibles parisiens.

Prenons le cas du plomb. Au vu de son abondance dans les sols urbains et de l'impact sanitaire potentiel en résultant, une méthodologie a été mise en place permettant de gérer les différents cas de figure sur la base des recommandations du HCSP détaillées au paragraphe « Le cas du plomb ». Ainsi, dans les établissements sensibles accueillant de jeunes enfants et dans les jardins collectifs (sans culture de consommable en pleine terre), la teneur de 100 mg/kg en plomb est le seuil déclenchant des mesures de gestion. Il a été fait le choix de prendre comme seuil de gestion la valeur de vigilance du HCSP au regard des durées importantes de présence des enfants ou de l'activité de jardinage augmentant le risque d'ingestion de terre. Dans les espaces verts, c'est la teneur de 300 mg/kg (seuil d'action rapide établi par le HCSP) qui déclenche des mesures de gestion systématique. Les espaces verts ayant des teneurs moyennes en plomb comprises entre 100 et 300 mg/kg font l'objet d'une EQRS prenant en compte la fréquentation maximale possible. En effet, l'étude COMETE, réalisée par la ville de Paris en 2022, a montré que l'EQRS concluait à un risque acceptable concernant la présence

d'enfants sur des espaces verts pour des teneurs en plomb inférieures à 300 mg/kg si la fréquence annuelle des visites était faible. Ainsi, la période d'inaccessibilité des pelouses liée à la fermeture hivernale permet de diminuer très sensiblement l'exposition à d'éventuels polluants, et rendre ainsi les sites les plus impactés compatibles avec un usage récréatif. Dans les cas d'incompatibilité, les terres en place sont excavées et remplacées par des terres d'apport dont les teneurs en ETM sont inférieures aux valeurs de la CIRE ÎDF (53,7 mg/kg pour le plomb) afin de ne pas générer une surexposition de ces populations sensibles.

I Gestion des expositions par ingestion de végétaux (jardins potagers collectifs)

Jardins potagers collectifs existants

Éléments de la méthodologie nationale

Des valeurs réglementaires européennes¹⁴ existent pour les substances les plus courantes présentes dans les végétaux destinés à la consommation. Il est donc possible, en cas de pollution avérée des sols et d'usage existant, de réaliser des analyses de végétaux, afin de vérifier leur conformité à ces valeurs. Lorsque ces seuils sont respectés, la qualité des végétaux est réputée compatible avec l'usage. Lorsqu'ils sont dépassés, le règlement interdit la commercialisation et par extension le don des produits. Toutefois, la méthodologie SSP préconise d'examiner l'importance de ces dépassements (BRGM, 2017, p. 54-55). Lorsque ces derniers sont importants, la recommandation de ne pas consommer les denrées est évidente ; en revanche, lorsque les dépassements sont faibles, la réalisation d'une étude de risque peut être justifiée afin d'appréhender le risque sanitaire réel, en prenant en compte les pratiques et les habitudes de vie et de consommation de la population concernée. Cela se justifie au regard des conséquences néfastes de l'arrêt du jardinage sur les budgets alimentaires, les liens sociaux, l'activité physique, etc.

Il est à noter que pour les légumes frais, seuls le plomb et le cadmium ont une valeur réglementaire, ce qui pose une difficulté d'interprétation pour les autres polluants (autres ETM ou composés organiques) susceptibles d'impacter les végétaux.

Discussion

Cette position de la méthodologie SSP exposée ci-dessus amène certaines questions. Est-il raisonnable de comparer le risque sanitaire induit par la consommation de végétaux pollués aux avantages sociaux, financiers et physiques d'une population ? Cette comparaison peut-elle être faite de façon rigoureuse ? De plus, comment justifier le maintien de la production et la consommation potagère alors que la préservation d'espace de pleine terre pour d'autres usages permet de conserver la plupart des aménités recherchées ?

14. Règlement CE n° 1881/2006 du 19/12/2006 et ses modifications.

De plus, il paraît illusoire de pouvoir garantir que les denrées produites resteront dans le cadre de l'autoconsommation et ne seront pas données à titre gracieux (Pasquier, 2020), ce qui équivaut à une commercialisation en termes juridiques.

Des études de risque sont réalisables dans le cadre d'usages existants mais : (i) comment gérer de potentielles dérives sur des usages projetés? (cf. paragraphe « Critères de gestion mis en place par la ville de Paris »); (ii) comment garantir la validité des études (pérennité des habitudes alimentaires et des usages), alors que les personnes sur les sites sont amenées à changer et qu'il s'agit d'une activité de loisir?; (iii) le cas échéant, comment garantir la mémoire des restrictions d'usages (interdiction de certaines cultures les plus polluées, par exemple)?

L'analyse des légumes peut également être sujet à discussion. En effet, sur un site pollué, quel crédit peut-on donner à la représentativité de l'analyse de quelques légumes, alors même que l'impact sur les légumes est soumis à une grande variabilité en lien avec la constitution des sols, la forme chimique des polluants, le comportement des espèces et des variétés végétales et jusqu'à la période de culture.

Critères de gestion mis en place par la ville de Paris

Pour toutes ces raisons, la ville de Paris, en concertation avec l'ensemble de ses partenaires, a pris le parti d'une politique plus drastique fondée sur des investigations sur les sols uniquement (pas d'investigations des végétaux), en considérant (i) que les dépassements des valeurs réglementaires européennes relatives aux denrées alimentaires, quelle qu'en soit l'ampleur, ne pouvaient pas être pondérés par une EQRS en raison des incertitudes sur la pérennité des habitudes culturelles et alimentaires discutées plus haut, et du fait avéré que les jardiniers donnent souvent une partie de leur production dans le cadre de pratiques d'échanges fort répandues, et (ii) que le recours aux analyses de quelques légumes pour statuer sur la compatibilité d'un site dans le cadre de jardins collectifs était hautement incertain.

Ainsi, l'ensemble des jardins collectifs parisiens déjà en place ont bénéficié d'un diagnostic de sol et de mesures de gestion dès lors que les sols présentaient des teneurs supérieures aux seuils de gestion définis par la Ville pour la culture de végétaux consommables (seuils de la CIRE ÎdF). La pertinence de l'objectif de qualité des terres mises en place dans ce contexte a été confortée par l'étude POTEX (potagers expérimentaux) (cf. encadré 2) menée par la ville de Paris en partenariat avec le CEREMA, l'Ineris et l'INP-ENSAT CERTOP (Ineris, 2015).

Cette stratégie de gestion, fondée uniquement sur des investigations de sols, s'écarte des préconisations de la méthodologie SSP qui privilégie les mesures au point d'exposition, c'est-à-dire au niveau des végétaux produits dans le cas présent. Devant la difficulté de réaliser des analyses représentatives et régulières de végétaux et à l'échelle de la collectivité, cette stratégie permet de limiter au maximum les surexpositions de la population et ainsi d'assurer un niveau de sécurité sanitaire maximal.

Encadré 2. Étude POTEX

La ville de Paris a mené pendant trois ans un projet de potagers expérimentaux sur 4 sites (étude POTEX) qui a montré qu'au-delà des teneurs de la CIRE ÎdF dans les sols, des transferts d'ETM vers les végétaux induisant des dépassements des valeurs réglementaires sont possibles, compte tenu des incertitudes (type de végétaux/sols, matière organique, pH, spéciation, période de culture...).

Les résultats ont mis en évidence que les légumes, les fruits et les pommes de terre ne présentent pas de dépassement des seuils réglementaires, et que les légumes feuilles et racines présentent des dépassements de ces seuils pour le plomb (jusqu'à 28 fois dans le thym) et le cadmium (jusqu'à 2,3 fois dans le thym).

Ces dépassements de seuils réglementaires et transferts dans certains légumes ont également été observés dans de nombreuses études, dont celle réalisée par la direction régionale et interdépartementale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt (DRIAAF) sur le site des murs à pêche de Montreuil. En revanche, aucun dépassement n'a été constaté à l'échelle de Paris lorsque les teneurs dans les sols sont inférieures aux valeurs de la CIRE ÎdF.

Ces données montrent que : (i) pour les teneurs dans les sols inférieures aux valeurs de fond établies par la CIRE ÎdF, il n'est pas attendu de dépassement des valeurs réglementaires dans les végétaux ; et (ii) pour des teneurs dépassant ce référentiel, des dépassements des valeurs réglementaires sont probables.

Projets de création de nouveaux jardins potagers collectifs

Éléments de la méthodologie nationale

Pour les projets de création de jardins potagers, il n'est évidemment – *a priori* – pas possible de faire analyser les végétaux qui ne sont pas encore cultivés. En cas de pollution avérée des sols, la méthodologie SSP propose donc de prédire, à partir des teneurs dans les sols, les teneurs dans les végétaux en vue de statuer sur la compatibilité de ces derniers avec la consommation, *via* les valeurs de gestion existantes et/ou une évaluation des risques sanitaires.

Discussion

Modélisation en cas d'absence de culture existante

Dans le cadre d'un projet de potager collectif et en cas de pollution des sols, des modélisations de transfert des polluants vers les végétaux *via* des facteurs de bioconcentration (BF) sont réalisables. Comme expliqué au paragraphe « Transfert et ingestion de végétaux pollués », au vu des incertitudes inhérentes au choix de ces facteurs, les calculs d'EQRS conduites à partir des teneurs en polluants mesurées dans les sols sont très souvent majorants, et concluent très souvent à l'incompatibilité des sols avec les usages projetés dès que les teneurs dépassent les valeurs établies par la CIRE ÎdF. Au vu de ce retour d'expérience, il semble alors peu approprié d'utiliser ce type de modélisation pour statuer sur la compatibilité.

Réalisation d'analyses sur les végétaux dans le cadre de cultures expérimentales

En cas de présence de pollution des sols, il peut être envisagé de réaliser des cultures expérimentales de légumes sur les parcelles des sites-projets afin d'étudier finement le transfert des polluants des sols vers les plantes. Les végétaux ainsi cultivés sont analysés et les teneurs mesurées sont comparées aux valeurs réglementaires existantes.

La gestion *via* ce type de prestation soulève de nombreuses questions. En effet, comme nous l'avons vu, les transferts vers les végétaux sont régis par de nombreux paramètres difficiles à maîtriser dans le temps et peu visibles sur un échantillon limité de quelques végétaux. Les cultures sont en effet susceptibles d'être plus diversifiées que celles réalisées lors de la phase expérimentale et les pratiques culturales (dont l'amendement) sont susceptibles de modifier la physico-chimie du sol donc les transferts vers les végétaux. Il est aussi très présomptueux de penser que les jardiniers sur site ne changeront pas et que les consommations déclarées n'évolueront pas au cours du temps (Canavese et Rémy, 2021). Tous ces changements sont susceptibles d'invalider les conclusions sanitaires issues de ces cultures expérimentales.

Les études consultées, parmi lesquelles l'étude POTEX mentionnée plus haut, montrent par ailleurs qu'en cas de dépassement des référentiels de fonds pédogéochimiques agricoles (valeurs de la CIRE ÎdF), il apparaît très fréquemment des dépassements de seuils réglementaires dans certains végétaux.

Les préconisations sont alors des restrictions sur la nature des cultures autorisées, ce qui est intenable dans la durée pour des potagers (Morel, 2019), ou de procéder à l'apport de terre saine ou à la sanctuarisation des zones les plus impactées. Ces conclusions auraient pu être anticipées dès les premiers résultats sur les sols, sans passer par des cultures expérimentales et par une EQRS approfondie, et sans attendre la détection de teneurs dans les végétaux incompatibles avec leur consommation alors que les potagers auront déjà été autorisés et mis en place.

Critères de gestion des jardins potagers collectifs

C'est pour éviter les cas de figure décrits aux paragraphes précédents que la ville de Paris a choisi de définir des critères de décision fondés sur des seuils de gestion dans les sols. Ainsi, comme pour les jardins potagers existants, la qualité des sols doit répondre aux exigences des seuils de gestion définis pour les ETM, et aucune évaluation approfondie n'est engagée en cas de dépassement.

Ainsi, si les teneurs dans les sols sont inférieures aux valeurs de fond établies par la CIRE ÎdF, l'installation d'un nouveau jardin collectif est considérée validée sur le plan sanitaire. En cas de dépassement, des actions de gestion sont envisagées : sanctuarisation de certaines zones, excavations et substitution par des terres d'apport, jardinage dans des bacs hors sol, reconversion vers la culture strictement ornementale ou abandon du projet.

Cette stratégie permet également de limiter les effets engendrés par les éventuelles dégradations de la qualité des sols en lien avec les retombées atmosphériques, l'apport de compost ou de nouveaux intrants. Ainsi, cette mesure précautionneuse de ne

cultiver que sur des sols ayant des teneurs inférieures aux valeurs de fond de la CIRE ÎdF, couplée à de nouvelles analyses au moment de la reconduction des conventions (tous les six ans) et à des recommandations aux jardiniers, permet de garantir des conditions de cultures satisfaisantes.

À noter que, selon ce même cadrage, l'ARS ÎdF a édité un guide d'aide à la décision pour aménager un jardin collectif en milieu urbain ou périurbain (Saillard et Herbreteau, 2022). Ce guide propose des valeurs repères pour la culture potagère et pour la culture ornementale. Le respect de ces valeurs permet d'éviter une surexposition des usagers pour les pratiques de jardin potager ou ornemental pour la région Île-de-France (cf. chapitre 19).

Conclusion

La pollution des sols est souvent plus importante en milieu (péri)urbain qu'en milieu rural en lien avec l'usage des sols, l'impact atmosphérique de certaines activités ou la construction des villes elle-même (remblaiements ou apports de terres d'origine incertaine). La végétalisation de la ville et l'essor de nouveaux aménagements amènent les collectivités, aménageurs, usagers, agences de santé à s'interroger sur les risques sanitaires liés à l'ingestion de sols pollués ou de végétaux cultivés sur des sols pollués. Au regard de l'identification de ces risques, des diagnostics de sols semblent incontournables, tant pour les projets que pour les usages existants.

Cependant, l'interprétation des teneurs dans les sols, pour conclure sur la compatibilité avec ces usages, s'avère plus périlleuse qu'il n'y paraît. En l'absence de seuils réglementaires ou de valeurs guides nationales pour ces usages sensibles, la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués s'appuie en premier lieu sur la notion d'environnement local témoin, lequel n'a pas vocation à appréhender le risque sanitaire. Ainsi, cette méthodologie, initialement conçue pour gérer les pollutions issues des activités polluantes dans le cadre des ICPE, est difficilement applicable en contexte urbain. En cas de dépassement de l'environnement local témoin, la méthodologie SSP propose de s'appuyer sur des outils d'aide à la décision tels que l'EQRS. Cette démarche, scientifique et robuste, s'applique cependant mal dans le cas des cultures potagères. En effet, les connaissances actuelles sur les transferts des polluants dans les végétaux et dans nos organismes ne permettent pas de tenir compte du fait que le sol est un milieu vivant, qui évolue au fil du temps et des amendements pratiqués par les jardiniers, et que les pratiques culturelles et alimentaires des jardiniers sont susceptibles d'évoluer. Les incertitudes sont donc élevées et les conclusions des EQRS alors discutables. Les EQRS contribuent en revanche efficacement aux processus de gestion en cas d'expositions par ingestion de terre dans le cas des usages récréatifs. Il existe, de plus, des valeurs repères dans les sols (HCSP, HAS) pour le plomb, le mercure, le cadmium et l'arsenic permettant de consolider certaines stratégies de gestion.

Indépendamment des difficultés et incertitudes évoquées et face à la généralisation de ces usages, il apparaît de toute façon difficile pour les collectivités de recourir de manière systématique à des EQRS et en particulier dans le cas des projets potagers... Ainsi, à l'instar de la ville de Paris ou de l'ARS ÎdF, on assiste depuis quelques années à la mise en place progressive de seuils de gestion pour limiter les surexpositions de la population. Cependant, la mise en place de seuils précautionneux pour la santé, facilitant la gestion et garantissant la responsabilité juridique des collectivités (Billet, 2017), a aussi parfois pour conséquence le déploiement de moyens financiers et humains importants pour rendre compatible des usages déjà en place ou des projets. Dans certains cas, la pollution observée rend les mesures de gestion trop coûteuses ou insuffisamment efficaces, ce qui conduit à l'abandon de certains usages sensibles.

Le constat que tous les sols urbains n'ont pas forcément la qualité requise pour des usages potagers ou récréatifs ne doit pas être vécu comme un échec mais comme un discernement pouvant laisser place à d'autres modes de végétalisation capables de contribuer à la biodiversité, l'infiltration des eaux de pluie, à la séquestration de carbone, à la lutte contre les îlots de chaleur, au paysage, au bien-être et aux liens sociaux des populations urbaines.

La parution récente des valeurs de vigilance et d'action rapide dans les sols à caractère sanitaire en lien avec les travaux du HCSP contribuera sans doute à favoriser des gestions plus adaptées au contexte (péri)urbain et aux pollutions diffuses.

Références bibliographiques

- Ademe, 2017. *Phytodisponibilité des ETM pour les plantes potagères et extrapolations dans la quantification de l'exposition des consommateurs*. Rapport Phytexppo, 204 p.
- Ademe, 2018a. *Méthodologie de détermination des valeurs de fonds dans les sols : échelle d'un site*. Groupe de travail sur les valeurs de fond, Angers, 107 p.
- Ademe, 2018b. *Méthodologie de détermination des valeurs de fonds dans les sols : échelle territoriale*. Groupe de travail sur les valeurs de fonds, Angers, 112 p.
- Anses, 2011a. *Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2), tome I, contaminants inorganiques, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes*. Rapport d'expertise, Anses, Maisons-Alfort, 305p.
- Anses, 2011b. *Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2), tome II, résidus de pesticides, acrylamide, hydrocarbures aromatiques polycycliques*. Rapport d'expertise, Anses, Maisons-Alfort, 362 p.
- Anses, 2016a. *Étude de l'alimentation totale infantile, tome I*. Synthèse et conclusions. Anses, Maisons-Alfort, 50 p.
- Anses, 2016b. *Étude de l'alimentation totale infantile, tome II – Partie 1. Méthodologie, limites et incertitudes*. Rapport d'expertise collective, Anses, Maisons-Alfort, 155 p.
- Anses, 2016c. *Étude de l'alimentation totale infantile, tome II – Partie 2, composés inorganiques*. Rapport d'expertise collective, Anses, Maisons-Alfort, 292 p.
- Anses, 2016d. *Étude de l'alimentation totale infantile, tome II – Partie 3, composés organiques*. Rapport d'expertise collective, Anses, Maisons-Alfort, 372 p.

- Anses, 2016e. *Étude de l'alimentation totale infantile, tome II – Partie 4, résultats relatifs aux résidus de pesticides*. Rapport d'expertise collective, Anses, Maisons-Alfort, 372 p.
- Barbillon A., 2019. *Guide R.E.F.U.G.E., caractérisation de la contamination des sols urbains destinés à la culture maraîchère et évaluation des risques sanitaires, cas de la région Île-de-France*. AgroParisTech, Palaiseau, INRA, Paris, 57 p.
- Billet P., 2017. *Pollution du sol des jardins collectifs, quelles responsabilités ?* Guide, CNRS, Lyon, 13 p.
- BRGM, 2007. *La démarche d'Analyse des risques résiduels*. Guide, ministère de l'Écologie et du Développement durable, France, 24 p.
- BRGM, 2017. *Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués*. Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, France, 128 p.
- Canavese M., Rémy E., 2021. *Retour d'expérience socio-technique sur les pratiques de jardinage amateur (péri)urbain et l'évaluation des risques associés, du constat à la proposition de mesures de précautions pour les usages des sols (péri)urbains*. Paris, INRAE, 77 p.
- Charvet R., Coulmance C., 2022. *COMETE : Étude de la contamination en métaux des terres des espaces verts parisiens*. Rapport d'étude, ville de Paris, Paris, 68 p.
- Charvet R., Nold F., 2020. Qualité des terres urbaines en Île-de-France. In : Montagne D., Branchu P. (coord), *Les sols urbains sont-ils cultivables ?* Versailles, Éditions Quæ, 24-40 (coll. Matière à débattre et à décider).
- Deboeuf De Los Rios Serrano G., Barra M., Grandin G., 2022. *Renaturer les villes (2022)*. Agence de régionale de la biodiversité Île-de-France, <https://www.arb-idf.fr/nos-travaux/publications/renaturer-les-villes/> (consulté le 30/08/2023).
- Dor F., Denys S. et les membres du GT, 2012. *Quantité de terres et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions*. Guide pratique, Ineris, Vermeuil-en-Halatte, INVS, Saint-Maurice, 83 p.
- H CSP, 2014. *Expositions au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion*. Avis et rapport, Paris, 99 p.
- Ineris, 2015. *Synthèse de l'étude de la qualité des végétaux des jardins potagers parisiens en fonction de différents aménagements visant à réduire l'exposition des usagers aux polluants en zones urbaines, projet de la ville de Paris : POTagers Expérimentaux « POTEX »*. Paris, ville de Paris, 109 p.
- Mathieu A., Baize D., Raoul C., Daniau C., 2007. Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires, *Environnement Risques Santé*, 7 (2), 112-122.
- Morel M., 2019. *Identification des situations d'usages et des pratiques à risque relatives au jardinage en milieu (péri)urbain, en vue d'émettre des recommandations de bonnes pratiques*. Mémoire de master 2, spécialité Santé publique et Risques environnementaux, 66 p.
- Pasquier C., 2020. *Rapport d'enquête sur les pratiques culturelles dans les jardins collectifs*. Orléans, INRAE, 94 p.
- Saillard S., Herbreteau N., 2022. *Aménager un jardin collectif*. Île-de-France, Milieu urbain ou périurbain, guide d'aide à la décision, ARS Île-de-France, 40 p.
- Santé publique France, 2018. *Étude de la pertinence d'un dépistage du saturnisme infantile sur un site d'épandage de boues et d'eaux usées, plaines d'Achères, Pierrelaye, Triel-sur-Seine et Carrières-sous-Poissy*. ARS Île-de-France, 58 p.

12. Eau potable et santé : une difficile évaluation des risques sanitaires

Mickaël Derangeon

Introduction

L'eau est l'alliée principale de l'Homme, l'élément indispensable au maintien et à la survie de la vie. À la base du vivant, elle en est son constituant principal. La qualité de l'eau est directement liée à la qualité des sols, de l'air, de notre alimentation, mais aussi de la consommation, du travail et de la santé des populations locales.

L'histoire humaine et ses nombreuses tragédies épidémiques sont souvent indissociables de celle de la qualité de l'eau.

Aujourd'hui, l'Homme est devant un double défi provoqué par son activité et qui pourrait conditionner sa survie : la raréfaction des ressources en eau induite par le réchauffement climatique, et la très forte contamination chimique de l'eau amplifiée par le premier défi, le manque d'eau.

La contamination de l'eau liée à l'épandage des pesticides résulte de l'interface entre les différentes matrices sols-air. Les matrices sont inégalement surveillées, la contamination de l'air et des sols étant jusqu'à présent moins bien documentée que celle des eaux. Cependant, cette contamination de l'eau est bien le résultat d'un équilibre d'échanges de polluants entre ces trois matrices (les sols, l'air, les eaux), associée à la pollution résultant de la bioaccumulation. Cette contamination entre ces différentes matrices présente une grande variabilité temporelle et spatiale dépendant de la source et de la combinaison de divers processus de transfert, rétention, dégradation, accumulation, etc. Pour résumer, la présence des pesticides dans l'eau est souvent le résultat de la pollution de l'air et des sols.

D'après l'expertise collective d'INRAE et de l'Ifremer publiée en 2022 (Leenhardt *et al.*, 2022), l'agriculture est identifiée comme la source majeure d'introduction des pesticides dans l'environnement, les usages agricoles étant prépondérants par rapport aux autres usages (entre 95 et 98%). L'état de contamination de l'eau est donc une sorte de sentinelle de la contamination des sols, de l'air et des organismes vivants.

■ La pollution environnementale et les troubles du neuro-développement

Malheureusement, devant cette contamination massive aux pesticides, des preuves liant ces polluants à des maladies humaines souvent multifactorielles (en constante progression depuis l'apparition de ces molécules) comme les cancers, les maladies métaboliques, les maladies cardiovasculaires, les maladies neurodégénératives (Parkinson, Alzheimer) et plus inquiétant les pathologies du neuro-développement s'accumulent (Inserm, 2021).

Le neuro-développement représente l'ensemble des mécanismes qui, avant la naissance, structurent la mise en place des réseaux du cerveau conditionnant la motricité, la vision, l'audition, le langage ou les interactions sociales. Quand le fonctionnement d'un ou plusieurs de ces réseaux est altéré, certains troubles peuvent apparaître : troubles du langage et des apprentissages, difficultés à communiquer ou à interagir avec l'entourage. Ce neuro-développement est un processus dynamique dont l'évolution, sous contrôle des stimulations environnementales, est exponentielle après la naissance (pour exemple, dans les tout premiers jours de vie, un cerveau humain pesant à la naissance 450 g peut gagner 9 g par jour). Ce neuro-développement est influencé par des facteurs biologiques, génétiques mais surtout par des facteurs environnementaux comme les écrans ou la diversité alimentaire, socioculturels, affectifs, et malheureusement les polluants (perturbateurs endocriniens, pesticides, les composés per- et polyfluoroalkylés, etc.). Il est important de préciser et de comprendre que ce développement du cerveau, lors des premiers stades de la vie et des premières années après la naissance, conditionne les capacités cognitives futures de ce système nerveux en développement, même si une certaine plasticité demeure tout au long de la vie. Les troubles du neuro-développement, parmi lesquels figurent les troubles du spectre de l'autisme, les troubles du développement intellectuel, les troubles « dys » (dyslexie, dyspraxie, dysphasie, etc.), et le trouble du déficit de l'attention avec ou sans hyperactivité peuvent en conséquence « handicaper » à vie « l'intelligence » d'un individu sans espoir de modification. Dans ce cadre, il est à noter que depuis les années 1990, une augmentation rapide et massive des troubles du neuro-développement est constatée dans les pays industrialisés comme ceux de l'Europe. Si on prend simplement l'exemple des troubles du spectre autistique, on observe en France pour les enfants âgés de 5 à 10 ans qu'en seulement sept ans, sa fréquence est passée chez les petits garçons de 73,6 enfants sur 10 000 à 114,5, soit d'un petit garçon sur 136 à un sur 74 (Ha *et al.*, 2020). Pour les petites filles, cette prévalence est plus faible puisque d'environ 20 petites filles sur 10 000, elle est passée en moins de sept ans à 30,7. Cet exemple de l'autisme n'est que la face visible de l'iceberg, car très peu de chiffres existent sur les autres troubles du neuro-développement avec des parents qui, face à la pression sociétale, sont peu enclins à parler librement des difficultés intellectuelles de leurs enfants. Devant ces constats, les rôles des pesticides dans les troubles du neuro-développement sont de plus en plus démontrés et l'implication de l'eau contenant des traces de ces molécules de plus en plus questionnée.

Afin d'illustrer ces inquiétudes sur les risques sanitaires de l'eau potable contaminée aux pesticides, nous commencerons par prendre l'exemple de la Loire-Atlantique et des clusters de maladies pédiatriques, ensuite nous définirons les normes de l'eau potable, la notion de métabolites de pesticides et l'incapacité technique à assurer la qualité sanitaire de l'eau avec l'exemple du chlorothalonil, puis nous terminerons par une description de l'ampleur de la pollution des eaux potables et des innovations technologiques pour assurer l'absence de risque sanitaire lié à la consommation d'eau potable.

Une pollution systémique des ressources en eau potable et une stigmatisation systématique de la responsabilité de la qualité de l'eau dans les conflits sanitaires

■ La Loire-Atlantique : un exemple de pollution massive des masses d'eau

Dans ce contexte de pollution chimique de l'eau, le département de la Loire-Atlantique est en première ligne avec seulement 1% des masses d'eau en bon état écologique (données intégrales à retrouver sur le site de l'observatoire départemental de l'eau de Loire-Atlantique). Cette pollution des masses d'eau est en corrélation directe avec l'état des sols et l'épandage des pesticides. Pour exemple, d'après les chiffres du syndicat mixte de la baie de Bourgneuf, un taux de 84,5 µg/l d'iprodione (un antifongique utilisé entre autres dans le maraîchage) a été mesuré en 2016 dans un ruisseau le Loup-Pendu traversant des exploitations maraîchères et agricoles. Dans ce département, un des syndicats produisant et distribuant l'eau potable est Atlantic'eau. Il produit et alimente en eau potable 148 communes et 550 000 consommateurs. Sur ce territoire, les pesticides sont malheureusement la source majeure de la contamination de l'eau potable. Pour exemple, vingt ans après l'interdiction de l'atrazine, la plupart des prélèvements d'eau brute prélevés pour être potabilisés sont toujours contaminés avec de l'atrazine ou ces métabolites (données Atlantic'eau). Les métabolites sont un risque majeur pour la qualité de l'eau potable. En effet, quand un pesticide est épandu dans l'environnement, ses interactions avec l'eau, la lumière, la température, le microbiote du sol ou des organismes (mélange de bactéries, champignons, levures) vont le transformer sensiblement et induire des petites modifications chimiques sur le pesticide créant un métabolite. Ces métabolites sont actuellement à l'origine de la quasi-totalité des non-conformités de l'eau potable en France. Récemment, Atlantic'eau a découvert sur son territoire la présence d'un nouveau métabolite, le R471811, métabolite du chlorothalonil. Ce pesticide est un antifongique qui était très largement utilisé par épandage agricole pour les cultures de céréales, de pommes de terre, de maraîchage, d'arboriculture, de viticulture, etc. Il était également utilisé comme biocide dans différents types de produits à usage non agricole. Ce métabolite du chlorothalonil est retrouvé à des valeurs rendant l'eau non conforme pour 490 000 habitants sur 550 000. Évidemment, le territoire d'Atlantic'eau n'est pas

isolé face à cette contamination, et la France dans sa globalité est concernée comme le confirme le rapport de l'Anses, publié le 6 avril 2023 (Anses, 2023). Plus inquiétant, une étude de 2020 démontre que même l'eau d'Évian captée sous le massif alpin est contaminée par ce métabolite du chlorothalonil, démontrant le côté ubiquitaire de cette pollution aux pesticides (Kiefer *et al.*, 2020).

■ Des clusters de maladies pédiatriques qui interrogent la qualité de l'eau potable

En parallèle de ce triste constat de pollutions aux pesticides, le département de Loire-Atlantique a été frappé par deux clusters de maladies pédiatriques. Le cluster à Mouzeuil, dit de « bébés nés sans bras », révélé en 2018 et le cluster de cancers pédiatriques, dit de « Sainte-Pazanne », révélé publiquement en 2019. Dans les deux cas, les réponses institutionnelles apportées par l'agence régionale de santé (ARS) et Santé publique France ont alimenté une forte controverse médiatique et la colère des familles impactées. En effet, dans ces deux situations, la transparence et la méthode d'investigation utilisée ont été remises en cause par les familles et questionnées par la presse locale et nationale. Autre point commun, l'eau potable a été systématiquement pointée du doigt dans les médias et suspectée par les familles. Devant ce constat d'une accusation systématique de l'eau potable, le syndicat producteur et distributeur de l'eau potable Atlantic'eau, desservant ces communes impactées par ces clusters pédiatriques, a décidé (i) d'acquérir une connaissance exhaustive de la contamination des ressources d'eau potable par des études d'empreintes chimiques, (ii) d'investiguer les effets de l'eau sur la santé des consommateurs par l'utilisation de bioessais, et (iii) de communiquer avec transparence à la population et aux collectifs promouvant la santé environnementale l'ensemble des données obtenues. Les objectifs étaient globalement de s'assurer de l'innocuité de l'eau (le producteur de l'eau potable est responsable pénalement), de tester les effets cocktails ou synergiques et de reconquérir la confiance des consommateurs et des familles impactées.

Les normes de l'eau potable sont-elles suffisantes pour protéger la santé des consommateurs ?

■ Les normes de l'eau potable

Devant cet exemple de clusters de maladies pédiatriques, il est important de questionner la rationalité de l'accusation de la culpabilité de l'eau dans ces maladies d'enfants. En effet, si par définition les clusters sont circonscrits sur quelques communes (8 dans ces exemples), l'eau desservie sur ces territoires provient de la Loire (eau de surface ou nappe alluviale) et alimente des zones bien plus vastes puisqu'environ 70 % des 550 000 habitants sont alimentés par cette même eau. Pour autant, cette accusation porte un rationnel scientifique, car comme nous le verrons ensuite, il est important de

rappeler que même si les normes de l'eau potable sont très protectrices en France, la production de nouvelles données scientifiques, entre autres par l'Inserm et le CNRS, viennent profondément interroger l'absence de risque lié à la présence de pesticides ou de nitrates respectant la norme dans l'eau potable (Wang *et al.*, 2021; Lafon *et al.*, 2020).

En France, les normes de l'eau potable sont très protectrices. L'eau ne doit pas contenir en mélange plus de 0,5 µg/l de pesticides, et individuellement chaque molécule ne doit pas dépasser 0,1 µg/l. Il existe cependant des exceptions pour certains pesticides plus toxiques comme l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlorépoxyde pour lesquelles la limite de qualité est fixée à 0,03 µg/l. Enfin, ces normes ont été récemment implémentées de nouveaux paramètres, comme la notion de métabolite pertinent ou non pertinent. Les métabolites pertinents (potentiellement dangereux pour la santé) ne doivent pas dépasser 0,1 µg/l et les non pertinents (métabolites qui ne présenteraient aucun risque pour la santé humaine) 0,9 µg/l. Les concentrations des métabolites non pertinents ne sont pas comptabilisées dans le calcul du mélange qui ne doit pas dépasser les 0,5 µg/l. Comme nous pouvons le constater, ces normes de l'eau sont extrêmement plus restrictives que les normes de l'alimentation (limites maximales de résidus dans les aliments ou LMR), où il est courant de voir des pesticides autorisés jusqu'à 50 mg/kg de légumes ou de fruits, correspondant à la quantité autorisée dans 500 000 l d'eau. Enfin, la norme concernant la pollution aux nitrates est très ambivalente car le taux ne doit pas dépasser 50 mg/l dans l'eau du robinet. Cependant, dans l'eau en bouteille, la teneur en nitrates ne doit pas dépasser 15 mg/l pour pouvoir indiquer la mention « convient à l'alimentation des nourrissons ». Pour compliquer la compréhension de la pertinence en matière de santé publique de cette norme, en 2003 l'AFSSA² (désormais devenue l'Anses) a formulé des critères stricts sur l'eau adaptée aux bébés, parmi lesquels la teneur en nitrates doit être strictement contrôlée et inférieure ou égale à 10 mg/l. Cette contradiction des normes conduit à des réponses ambivalentes d'un point de vue sanitaire, comme nous pourrions le voir dans l'exemple suivant. Récemment, une directrice voulait savoir si dans la crèche qu'elle dirige elle pouvait continuer à faire les biberons des bébés avec l'eau du robinet. Dans le secteur de cette crèche, l'eau potable oscille entre 46 et 50 mg/l en nitrates avec un dépassement pour les métabolites ESA-métolachlore (taux oscillant entre 0,2 et 0,3 µg/l) et pour le chlorothalonil R471811 (oscillant entre 0,2 et 0,4 µg/l). La réponse de l'ARS Pays de la Loire a été positive, aucun risque pour les bébés au niveau réglementaire. En effet, l'eau est inférieure à 50 mg/l en nitrate, à 0,9 µg/l pour l'ESA-métolachlore classé depuis peu non-pertinent et le métabolite R471811, bien que pertinent, ne fait pas partie du contrôle sanitaire donc, officiellement, il n'est pas considéré. D'un point de vue scientifique et purement sanitaire, nous pouvons questionner cette réponse contrainte à un niveau réglementaire de l'ARS, car il est à rappeler que l'Anses recommande une eau très faible en nitrates, si possible inférieure à 10 mg/l pour les nourrissons.

1. <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/mrls>

2. Agence française de sécurité sanitaire des aliments.

■ Les normes de l'eau potable sont-elles suffisantes pour protéger la santé des enfants en bas âge ?

Bien que les normes concernant l'eau soient très protectrices pour la santé des consommateurs, des questionnements scientifiques plus ou moins récents et robustes viennent apporter des doutes importants. Si nous prenons l'exemple des nitrates, une saisine récente de l'Anses a pointé le risque sanitaire dans l'eau potable avec les cancers colorectaux (Anses, 2022). Plus inquiétant, une étude épidémiologique cas témoins très exhaustive et citée dans cette saisine de l'Anses a été conduite au Danemark de 1991 à 2015 portant sur 1219 140 enfants de moins de 15 ans incluant 596 leucémies, 180 lymphomes et 310 cancers du système nerveux central à partir des registres danois de cancer (Stayner et al., 2021). L'exposition aux nitrates est basée sur les teneurs en nitrates des eaux publiques ainsi que sur une estimation de l'exposition aux nitrates de l'eau. Les résultats de cette étude démontrent qu'une corrélation a été observée entre le niveau d'exposition le plus élevé (> 25 mg/l nitrates) et le risque de cancer du système nerveux central pour les périodes de préconception, prénatale, postnatale et au cours du troisième trimestre de grossesse. En conclusion, une association positive est donc observée entre, d'une part, l'exposition aux nitrates présents dans l'eau de boisson et, d'autre part, le risque de cancers pédiatriques du système nerveux central, un des cancers les plus retrouvés chez les enfants. Il semblerait donc qu'une exposition périnatale à des taux de nitrates supérieurs à 25 mg/l d'eau potable (le cas dans l'exemple de la crèche) multiplie par trois le risque de cancers pédiatriques du système nerveux central. Évidemment, ces résultats, bien que très robustes et non remis en cause depuis leur publication, ne permettent pas de conclure avec certitude. Il s'agit de la première et seule étude aussi exhaustive à évaluer l'impact d'une exposition périnatale aux nitrates sur le risque de cancer chez l'enfant. Cependant, par rapport à ces conclusions, nous pouvons nous interroger, dans un contexte de pollution aux nitrates, sur la présence potentielle de pesticides ou de leurs métabolites, et de leurs rôles non étudiés dans cette association. Plus précisément, si l'eau est fortement concentrée en nitrates, il est assez fortement probable qu'elle contienne aussi des résidus de pesticides agricoles qui pourraient avoir une incidence dans cette corrélation avec les cancers pédiatriques.

En effet, afin de mimer une exposition chronique à bas bruit lié aux pesticides dans l'eau potable (c'est-à-dire une exposition à des faibles concentrations sur un temps long), les chercheurs du CNRS et de l'Inserm ont alimenté des souris transgéniques portant des gènes particuliers favorisant la maladie d'Alzheimer avec un cocktail de composés antifongiques (cyprodinil, mépanipyrim et pyriméthanol), à la dose réglementaire de 0,1 µg/l, présents dans l'eau de boisson (Lafon *et al.*, 2020). Les résultats montrent que l'exposition chronique aux fongicides, même à de très faibles doses, exacerbe les marqueurs de la maladie d'Alzheimer tels que les dépôts amyloïdes et l'inflammation. Plus inquiétant, une autre étude publiée en 2021 semble montrer que les pesticides dans l'eau peuvent aussi altérer le neuro-développement de mammifères (Wang *et al.*,

2021). Les scientifiques ont étudié l'impact des résidus de fongicides sur le neuro-développement de fœtus de souris exposés pendant toute la durée de la gestation. Les souris ont été exposées au cyprodinil, au mépanipyrim et au pyriméthanil, soit seuls (0,1 µg/l), soit en cocktail (0,1 µg/l chacun), toujours par l'intermédiaire de l'eau potable, jusqu'au troisième jour postnatal. En parallèle, certains animaux ont été exposés aux fongicides jusqu'à l'âge de 4 mois. Les résultats montrent que l'exposition in utero aux fongicides, seuls ou en mélange, a considérablement augmenté les niveaux de deux marqueurs différents (nestin et doublecortin) dans le cerveau, semblant traduire des propriétés différentes de prolifération/différenciation des neurones, mécanismes très importants dans l'élaboration des fonctions cognitives supérieures, ce qui pourrait entraîner des déficits cognitifs à long terme. Tout aussi préoccupant, les résultats issus des traitements de nouveau-nés jusqu'à 4 mois suggèrent d'ailleurs que ces altérations pourraient limiter la capacité des cellules-souches neurales de l'hippocampe et augmenter l'activation des astrocytes et de la microglie, cellules très importantes dans le système nerveux central modulant et protégeant le fonctionnement des neurones. Ces résultats semblent démontrer que ces trois pesticides à très faible dose pourraient altérer l'hippocampe qui présenterait moins de plasticité, essentiel à l'adaptation constante du système nerveux aux stimulations internes et externes. L'hippocampe est une structure essentielle du cerveau qui joue un rôle central dans la mémoire à long terme, dans nos fonctions cognitives et la navigation spatiale.

Évidemment, ces résultats sont très préoccupants, car ils démontrent qu'à la norme de l'eau potable ces trois fongicides pourraient déjà avoir des effets délétères sur notre organisme. Ces résultats démontrent aussi qu'il existe des bases d'un fondement scientifique réel sur le lien entre la pollution chimique de l'eau (nitrates et pesticides) et des risques pour la santé des consommateurs, et notamment celle des très jeunes enfants pouvant justifier l'inquiétude de parents ou la suspicion de familles impactées par des maladies pédiatriques. Signalons toutefois que les trois pesticides utilisés dans ces deux études figurent parmi les cinq premiers résidus de pesticides trouvés dans l'alimentation française (Anses, 2011), ainsi que dans les pots d'aliments pour bébés (Nougadère *et al.*, 2020) à des concentrations supérieures à celles retrouvées dans l'eau potable. Dans les deux cas, les pesticides apportés par l'eau ou l'alimentation passeront par la barrière intestinale.

Les métabolites de pesticides, les perturbateurs endocriniens et les effets cocktails

La contamination non visible par les métabolites de pesticides

Si les pesticides sont un problème de santé publique, leurs métabolites le sont encore plus. D'ailleurs, des études ont démontré des liens entre la présence de métabolites de pesticides dans l'organisme des enfants, comme les métabolites des pyrèthrinoides (insecticides dont la sécurité et l'absence d'effets sur les mammifères étaient vantées)

et les troubles cognitifs (Viel *et al.*, 2015 ; Inserm, 2021). Comme évoqué précédemment, quand un pesticide est épandu dans l'environnement, ses interactions avec le milieu vont très rapidement le transformer sensiblement et induire de petites modifications chimiques sur le pesticide, créant un métabolite. Ces petites modifications chimiques ne sont pas anodines et peuvent enlever les propriétés du pesticide ou les accroître, supprimer la toxicité du pesticide ou l'amplifier. Ces transformations peuvent aussi modifier le comportement de la molécule vis-à-vis de l'eau. Si nous prenons l'exemple du chlorothalonil, ce pesticide utilisé depuis 1969 en France n'est quasiment jamais retrouvé dans l'eau. En effet, la structure de sa molécule rend le chlorothalonil très peu soluble. En revanche, certains de ses métabolites sont extrêmement solubles dans l'eau et l'Anses vient d'alerter, cinquante ans après les premières utilisations du chlorothalonil et trois ans après son interdiction en France, qu'un de ces nombreux métabolites, le R471811, contamine massivement les eaux en France. Ces propriétés différentes de solubilité dans l'eau entre les pesticides et leurs métabolites sont un enjeu majeur de la protection des aires d'alimentation de captages pour l'eau potable. En effet, cette problématique des métabolites n'est absolument pas prise en considération dans les autorisations d'utilisation des molécules dans les zones de captages. Par expérience, sur le territoire d'Atlantic'eau, le syndicat est fréquemment confronté lors des discussions pour protéger les zones de captages à un refus de la DDTM (direction départementale des territoires et de la mer) d'interdiction de pesticides sous prétexte qu'ils n'ont aucun tropisme pour l'eau, sans aucune considération de la solubilité de leurs métabolites et de cette voie de pollution. Il est important de rappeler que chaque molécule de pesticide peut donner plusieurs métabolites potentiellement aussi dangereux que la molécule-mère mais très rarement recherchés dans les contrôles sanitaires.

■ La problématique des perturbateurs endocriniens et des effets cocktails ?

En parallèle de leurs propriétés de pesticides, nombreuses de ces molécules sont des perturbateurs endocriniens. Les perturbateurs endocriniens sont des molécules qui vont mimer, modifier ou empêcher le bon fonctionnement de nos hormones dans notre organisme. Ces molécules peuvent agir à des doses infinitésimales (quelques nanogrammes sont suffisants) et peuvent avoir des effets toxiques qui ne sont pas proportionnels à la concentration. Ces effets non proportionnels à la dose rendent compliqué d'anticiper les effets de ces molécules et peuvent expliquer des effets sur l'organisme à des doses très faibles dans la gamme des teneurs rencontrées dans l'eau potable. Les perturbateurs endocriniens sont par ailleurs souvent plus toxiques à faible dose qu'à une dose plus forte. De plus, leurs effets toxiques peuvent s'additionner ou même entrer en synergie pour un effet multiplié, appelé effet « cocktail ». Enfin, les effets des perturbateurs endocriniens peuvent se manifester à très long terme, plusieurs décennies après l'exposition et même avoir des effets transgénérationnels, dans la descendance des individus exposés.

L'impasse technique à assurer la qualité sanitaire de l'eau potable : l'exemple du chlorothalonil et de son métabolite R471811

La problématique des métabolites, des effets des perturbateurs endocriniens et des effets cocktails place les producteurs d'eau dans une réelle impasse technique à assurer la qualité sanitaire de l'eau potable. Reprenons l'exemple très préoccupant du chlorothalonil et de son métabolite, le R471811. Pendant cinquante ans, nous n'avons jamais recherché ce métabolite car nous étions dans l'impasse technique pour le mesurer : les laboratoires ne pouvaient pas le détecter. Cinquante ans après l'autorisation de cette molécule, nous découvrons donc que l'eau en France est massivement contaminée par le chlorothalonil R471811, sans savoir quels pourraient être les effets sur la santé des humains, et de façon plus préoccupante sur le développement de nos enfants. En effet, si quelques études existent sur le chlorothalonil le décrivant comme un cancérigène probable pour l'Homme, quasiment aucune n'existe sur le métabolite R471811. Encore plus préoccupant, aucune valeur sanitaire maximale (V_{max}) n'est disponible pour cette molécule. La V_{max} des pesticides est une donnée sanitaire calculée à partir d'études toxicologiques fournies dans la majorité des cas par le fabricant afin d'apprécier la dangerosité d'une molécule pour la santé humaine. En cas de concentration dans l'eau potable d'une substance supérieure à la V_{max} , la distribution de l'eau est stoppée jusqu'au retour à la normale. Pour le R471811, la V_{max} n'est pas calculable par l'Anses faute de données scientifiques. Sans cette V_{max} , il est impossible d'affirmer scientifiquement que la molécule dans l'eau est sans risque pour la santé de la personne qui l'ingère. Pour résumer, plus de cinquante ans après l'utilisation du chlorothalonil et quatre ans après son interdiction par l'Europe, on découvre que l'eau en France est massivement contaminée par son métabolite R471811, sans savoir si un risque sanitaire existe. Pourtant, dans le règlement d'exécution (UE) n° 2019/677 entré en vigueur le 29 avril 2019, les motifs stipulés pour justifier l'interdiction du chlorothalonil étaient : (i) une « préoccupation essentielle en ce qui concerne la contamination des eaux souterraines par les métabolites du chlorothalonil. En particulier, les métabolites R417888... » ; (ii) un dépassement de « la valeur paramétrique de 0,1 µg/l dans tous les scénarios pertinents pour toutes les utilisations » ; (iii) une impossibilité « à ce jour d'établir que la présence de métabolites du chlorothalonil dans les eaux souterraines n'aura pas d'effets nocifs sur la santé humaine ni d'effets inacceptables sur lesdites eaux » ; (iv) que « l'Autorité n'a pas pu exclure un problème de génotoxicité concernant les résidus auxquels les consommateurs seront exposés et a mis en évidence l'existence d'un risque élevé pour les amphibiens et les poissons pour toutes les utilisations évaluées » ; (v) que « l'évaluation des risques n'a pas pu être menée à terme sur plusieurs aspects en raison de données insuffisantes dans le dossier » ; (vi) que « le chlorothalonil est classé comme cancérigène de catégorie 2 conformément au règlement (CE) n° 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil, alors que l'Autorité indique dans ses conclusions que le chlorothalonil devrait être classé comme cancérigène de catégorie 1B ».

Ce qui est alarmant dans cet exemple, c'est l'impasse technique pendant cinquante ans pour mesurer les métabolites de ce pesticide et les risques déjà évoqués il y a quatre ans par l'Europe et connus en Suisse depuis 2013. De plus, alors qu'aucune Vmax n'existe, le gouvernement, le ministère de la Transition écologique et le ministre de l'Agriculture affirment qu'il n'y a aucun risque pour la santé en se basant, comme cela l'exige dans la réglementation, sur une valeur toxicologique de référence allemande, déterminée de façon totalement arbitraire sans étude scientifique à 3 µg/l. Pourtant, comme cela est expliqué précédemment, l'Europe a demandé l'interdiction du chlorothalonil, notamment à cause de son incapacité à évaluer scientifiquement les risques sanitaires. Cet exemple est enrichissant à plusieurs titres, car on peut aussi noter que l'Anses a commencé les mesures en 2020 en collaboration avec les ARS. Au fur et à mesure des analyses, les résultats ont été diffusés au fil de l'eau aux ARS. Les ARS avaient donc l'information de cette contamination généralisée de l'eau dès 2020. Pour autant, il a fallu attendre avril 2023 pour que l'information de cette contamination soit diffusée dans une enquête journalistique du *Monde* et de *Ouest-France*, précipitant la production du rapport par l'Anses (Foucart, 2023 ; Stent et Delatronchette, 2023). Sans l'enquête des journalistes, il aurait fallu attendre la fin de l'année 2023 pour la publication de ce rapport, car ils attendaient de nouvelles données du producteur de la molécule afin de pouvoir calculer la Vmax. L'intégration dans le contrôle sanitaire de cette molécule n'interviendra probablement pas avant fin 2023 et début 2024 sans doute après une remise en cause du caractère pertinent de ce métabolite. En attendant, cette pollution n'existe pas car elle n'est pas mesurée officiellement par les ARS. Autre information, ce métabolite R471811 est déjà mesuré en Suisse depuis plusieurs années et des études récentes, dont celle réalisée par la ville de Lausanne en 2023, montrent que les filières classiques de traitement de l'eau avec du charbon actif et de l'ozone sont inefficaces pour la rétention de cette molécule (Mechouk *et al.*, 2023). Ces études montrent que le traitement du chlorothalonil R471811 dans l'eau va demander des investissements colossaux pour adapter les filières et que dans de nombreuses situations, l'adaptation des filières sera trop coûteuse financièrement, en énergie ou en eau pour être réalisable. En effet, dans des cas de fortes contaminations comme dans l'Oise (plus de 2 µg/l), nous savons d'après les expériences suisses que le traitement par charbon actif ne sera pas efficace et qu'il faudra développer des techniques de nanofiltration ou d'osmose afin d'éliminer le chlorothalonil R471811. Ces deux techniques sont très coûteuses, consommant des quantités d'énergie très conséquentes, et provoquent des pertes d'eau trop importantes (entre 10 à 20 % de l'eau pompée). En effet avec ces techniques, quand on pompe 100 l d'eau, on va éliminer les polluants dans 80 à 90 l d'eau et concentrer ces polluants éliminés dans 10 à 20 l d'eau restants, appelé concentrat, que l'on va remettre dans l'environnement ce qui peut à nouveau impacter les milieux. Autre exemple dans le cas d'une contamination plus faible aux alentours de 0,7 µg/l, on peut estimer que le surcoût financier en charbon actif pour abattre à 0,1 µg/l la teneur en R471811 sur une usine de 600 m³/heure s'approche des 600 000 euros par an (étude réalisée par Atlantic'eau). Soit, dans cet exemple, un surcoût d'environ 600 000 euros

par an pour passer de 0,7 à 0,1 µg/l. Dans un contexte de réchauffement climatique et de raréfaction des ressources en eau, il y aura donc une équation insoluble à résoudre entre respecter la norme de l'eau potable, la santé humaine, la santé des milieux, les surcoûts de traitements et les économies en eau très contraintes avec les techniques de nanofiltration ou d'osmose.

Les bioessais et l'empreinte chimique : une solution urgente à développer

■ Les bioessais, un outil puissant pour mesurer les effets cocktails ?

Cet exemple du chlorothalonil n'est pas un cas isolé car malheureusement sur les zones d'alimentation des captages destinées à produire de l'eau potable, les pesticides sont toujours autorisés par les autorités sanitaires, alors que nous savons que nous sommes dans l'incapacité technique de mesurer leurs métabolites principaux et donc d'assurer la qualité sanitaire de l'eau potable et de protéger la santé des consommateurs et des milieux. Condamné à avoir des dizaines d'années de retard entre l'épandage d'une molécule et la capacité à mesurer leurs métabolites, le syndicat Atlantic'eau a décidé d'investir massivement dans des techniques issues de la recherche comme l'empreinte chimique et les bioessais.

Les bioessais sont des tests de laboratoire au cours desquels un modèle vivant est exposé à un ou plusieurs polluant(s) dont on veut estimer la toxicité. Plus précisément, un bioessai consiste à exposer un modèle vivant (cellules, organismes ou communautés d'organismes) à un échantillon environnemental (par exemple, eau de rivière, sol, air, effluent industriel, etc.), en conditions contrôlées (température, taux d'oxygène, salinité, nourriture, lumière, etc.), pendant une durée déterminée, et à observer un ou plusieurs effet(s) de cet échantillon sur le modèle vivant étudié tels que la mortalité, la croissance, la reproduction, le stress cellulaire, le stress métabolique ou les dommages à l'ADN. Ces bioessais permettent donc de mesurer les effets d'un mélange de polluants sur des cellules humaines représentatives d'effets potentiels sur la santé humaine. Par cette approche, on peut mesurer les effets de l'exposome (sans connaître la composition de l'ensemble des molécules le constituant) et les effets cocktails jamais considérés dans la réglementation. Dans notre cas, les bioessais utilisés sont de cinq types, une première série de tests de toxicité générale sur des algues, des levures, des bactéries, des champignons et des cellules humaines avec des systèmes sauvages (c'est-à-dire identique à ceux rencontrés dans la nature) et des systèmes rendus sensibles afin de mesurer les effets toxiques de molécules en faible concentration. Cette première série permet, entre autres, de caractériser des effets particuliers de pesticides comme des effets herbicides, fongicides, bactéricides et autres. Les quatre autres séries de bioessais utilisent des cellules humaines et de mammifères afin de caractériser la perturbation endocrinienne (œstrogénique, androgénique et thyroïdienne), le stress cellulaire, la génotoxicité et la reprotoxicité. Dans le cadre du cluster des cancers pédiatriques, dit de

« Sainte-Pazanne », Atlantic'eau a réalisé des bioessais sur l'eau alimentant ce secteur. Les résultats des bioessais ont été satisfaisants et n'ont pas mesuré d'effets cocktails très prononcés, même si des modifications significatives, mais non préoccupantes, ont été démontrées. Évidemment, ces résultats ont été communiqués intégralement aux familles impactées par le biais du collectif « Stop aux cancers de nos enfants ». Ces résultats, analysés dans le consensus avec les représentants du collectif, ont même été communiqués par voie de presse sans générer d'affolement généralisé, mais au contraire une transparence rassurante pour les consommateurs (Stent, 2022).

■ L'empreinte chimique, un outil complémentaire des bioessais ?

En parallèle de ces bioessais, des empreintes chimiques, ou *screening*, ont été réalisées. Ces tests consistent à analyser un échantillon d'eau séparé par chromatographie liquide ou gazeuse dans un spectromètre de masse. Beaucoup plus exhaustive (dépendant du degré de solubilité des molécules présentes) que l'approche classique de physico-chimie, cette approche permet d'identifier jusqu'à 100 000 molécules en fonction des laboratoires et des bases de données. Ces approches non ciblées permettent d'identifier la présence de molécules sans forcément pouvoir en donner leur identité ou leur quantité.

Dans le cas des cancers pédiatriques de Sainte-Pazanne, nous avons identifié la présence d'un perturbateur endocrinien, le Dibutyl phtalate (DBP) dans l'eau potable à certains endroits du réseau pouvant atteindre jusqu'à 5 µg/l d'eau. Fait intéressant, ce phtalate n'est retrouvé que dans certains endroits du réseau faisant penser à une contamination par les canalisations en PVC. À nouveau, ces résultats communiqués par voie de presse et au collectif n'ont affolé personne, notamment grâce aux résultats de bioessais ne démontrant aucun effet de perturbation endocrinienne.

Autre exemple avec le captage de Machecoul-Saint-Même démontrant la complémentarité des approches de bioessais et d'empreintes chimiques. En effet, ce captage est fortement pollué par les nitrates et les pesticides dans un contexte de maraîchage industriel et agricole. Devant cette pollution avérée, une nouvelle usine de potabilité a été construite. Le traitement de cette usine est très efficace et rassurant car les analyses de physico-chimie classique montrent que l'ensemble des molécules recherchées et retrouvées est retenu par le charbon actif. Au vu de ce résultat rassurant, plusieurs campagnes de bioessais ont été effectuées sur les eaux brutes et traitées. Malheureusement, alors qu'aucune molécule n'est identifiée dans l'eau potable, les bioessais ont mesuré une mortalité totale des champignons et un effet bactéricide. Ces résultats démontrent qu'une ou plusieurs molécules sont toujours présentes dans l'eau potable. Ainsi, différentes analyses d'empreintes chimiques ont été effectuées sur l'eau distribuée au robinet. Les résultats de ces analyses sont consternants et identifient la présence de 475 molécules en sortie de charbon actif, dont 164 sont nommables avec une forte probabilité. Parmi ces 164 molécules, on peut identifier la présence de médicaments, pesticides, métabolites, cannabinoïdes, stupéfiants, cosmétiques,

toxines, etc. Cependant, il faut relativiser car ces techniques ne sont pas quantitatives mais hautement résolutive permettant d'identifier des ultra-traces. Enfin, parmi ces 164 molécules plusieurs antifongiques et leurs métabolites dans l'eau traitée ont été identifiés, notamment l'oxadixyl, le fenamidone, le fenpropimorphe, le carbendazim et le metalaxyl CGA62826. Ces antifongiques retrouvés pourraient expliquer les résultats identifiés dans les bioessais. De plus, bien que très résolutive, l'empreinte chimique n'a pas réussi à détecter la présence du métabolite du chlorothalonil R471811, pourtant présent à des taux proches de 0,18 µg/l d'eau. Cet exemple démontre que le nombre de 475 molécules identifiées est très probablement sous-estimé notamment pour les molécules très solubles dans l'eau.

Conclusion

L'eau, sentinelle de notre santé, doit être protégée par une sanctuarisation des aires d'alimentations de captage exempts d'une agriculture et d'une industrie polluante.

Ces approches analytiques d'empreintes chimiques nous permettent donc d'avoir une vue plus exhaustive de la pollution de l'eau. De façon intéressante, on peut voir que la qualité de notre eau est une sorte de sentinelle de notre santé et de celle des milieux. En effet, ces empreintes chimiques mettent par exemple en évidence que la pollution de l'eau reflète l'état de santé de la population générale. En effet, on retrouve la présence de nombreux médicaments dans l'eau, parmi lesquels ceux permettant de soigner les maladies de longue durée en lien avec les maux de notre société et de la pollution environnementale comme les molécules soignant le diabète, la dépression, les maladies liées à l'obésité, les antiallergiques. Ces résultats provenant de ces nouvelles approches nous démontrent que la contamination de l'eau est massive et que nous ne recherchons que la face visible de l'iceberg. Plus résolutive, mais aussi très coûteuse, l'empreinte chimique nous permet d'identifier de façon plus exhaustive la présence de polluants dans une ressource d'eau sans pour autant en connaître leur identité ou leur concentration.

Face à cette contamination si ubiquitaire et devant la complexité des mélanges, la seule approche efficace pour prédire la toxicité d'un mélange de polluants dans l'eau sera les bioessais.

Depuis des années, des collectivités travaillent sur la sanctuarisation des zones de captages et pour certaines obtiennent des résultats. Cependant, ce lent travail est basé sur le volontariat des opérateurs, car pour le moment aucun outil juridique ne permet d'interdire l'épandage de pesticides sur les zones alimentant la production d'eau potable et de contraindre les opérateurs qui veulent continuer à les utiliser. Cette approche consistant à sanctuariser les zones de captages, à informer sans tabou et en toute transparence, à former les décideurs sur la santé environnementale (dans le sens santé humaine et santé des milieux, totalement indissociables l'une de l'autre), les élus et la population, sera la méthode la plus efficace, la plus économique et la plus

vertueuse pour la santé humaine, celle de l'environnement et celle de la biodiversité. En effet, il est quand même évident que si on arrête d'épandre des pesticides sur les aires de captages, on arrêtera de les retrouver dans l'eau, de les boire et potentiellement de rendre malade nos propres enfants.

Références bibliographiques

- Anses, 2011. *Second French Total Diet Study (TDS2). Report 2. Pesticide Residues, Additives, Acrylamide and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. <https://www.anses.fr/en/system/files/PASER2006sa0361Ra2EN.pdf>
- Anses, 2022. *Évaluation des risques liés à la consommation de nitrates et nitrites*. Avis de l'Anses, saisine n° 2020-SA-0106, saisines liées n° 2019-SA-0178 et 2021-SA-0176.
- Anses, 2023. *Campagne nationale de mesure de l'occurrence de composés émergents dans les eaux destinées à la consommation humaine. Pesticides et métabolites de pesticides – résidus d'explosifs – 1,4-dioxane*. Rapport d'appui scientifique et technique, Maisons-Alfort, Anses, 85 p.
- Foucort S, 2023 (5 avril). L'eau potable en France contaminée à vaste échelle par les métabolites du chlorothalonil, un pesticide interdit depuis 2019, *Le Monde*. https://www.lemonde.fr/planete/article/2023/04/05/l-eau-potable-en-france-contaminee-a-vaste-echelle-par-les-metabolites-du-chlorothalonil-un-pesticide-interdit-depuis-2019_6168450_3244.html
- Ha C., Chin F., Chan Chee C., 2020. Troubles du spectre de l'autisme : estimation de la prévalence à partir du recours aux soins dans le système national des données de santé, France, 2010-2017, *Bull Épidémiol Hebd*, (6-7) : 136-43. http://beh.santepubliquefrance.fr/beh/2020/6-7/2020_6_7_2.html
- Inserm, 2021. *Pesticides et effets sur la santé : nouvelles données 2021*. Montrouge, EDP Sciences (coll. Expertise collective).
- Kiefer K., Bader T., Minas N., Salhi E., Janssen E. M. L., von Gunten U., Hollender J., 2020. Chlorothalonil transformation products in drinking water resources : Widespread and challenging to abate, *Water Research*, 183, 116066. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116066>
- Lafon P. A., Wang Y., Arango-Lievano M., Torrent J., Salvador-Prince L., Mansuy M., Mestre-Francès N., Givalois L., Liu J., Mercader J. V., Jeanneteau F., Desrumaux C., Perrier V., 2020. Fungicide Residues Exposure and b-amyloid Aggregation in a Mouse Model of Alzheimer's Disease, *Environmental Health Perspectives*, 128 (1), 17011. <https://doi.org/10.1289/EHP5550>
- Leenhardt S., Mamy L., Pesce S., Sanchez W., Achard A. L., Amichot M., Artigas J., Aviron S., Barthélémy C., Beaudoin R., Bedos C., Bérard A., Berny P., Bertrand C., Bertrand C., Betoulle S., Bureau-Point E., Charles S., Chaumot A., Chauvel B., Coeurdassier M., Corio-Costet M. F., Coutellec M. A., Crouzet O., Doussan I., Faburé J., Fritsch C., Gallai N., Gonzalez P., Gouy V., Hedde M., Langlais A., Le Bellec F., Leboulanger C., Le Gall M., Le Perchec S., Margoum C., Martin-Laurent F., Mongruel R., Morin S., Mouglin C., Munaron D., Nélieu S., Pelosi C., Rault M., Sabater S., Stachowski-Haberkorn S., Sucré E., Thomas M., Tournebize J., 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques*. Synthèse du rapport d'ESCo, INRAE-Ifrème.
- Mechouk C., Hauret A., Savy T. L., 2023. *Rapport des essais pilotes 2020-2023. Traitement des métabolites du chlorothalonil dans l'eau potable*. Service de l'eau de la ville de Lausanne, division Études et Constructions.

- Nougadère A., Sirot V., Cravedi J.-P., Vasseur P., Feidt C., Fussell R. J., Hu R., Leblanc J.-C., Jean J., Rivière G., Sarda X., Merlo M., Hulin M., 2020. Dietary exposure to pesticide residues and associated health risks in infants and young children. Results of the French infant total diet study, *Environment International*, 137, 105529. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105529>
- Stayner L. T., Schullehner J., Semark B. D., Søndergaard Jensen A., Trabjerg B. B., Pedersen M., Olsen J., Hansen B., Ward M. H., Jones R. R., Coffman V. R., Pedersen C. B., Sigsgaard T., 2021. Exposure to nitrate from drinking water and the risk of childhood cancer in Denmark, *Environment International*, 155, 106613. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106613>
- Stent K. 2022 (3 mars). Cancers pédiatriques. En Loire-Atlantique, l'eau du robinet scrutée comme jamais, *Ouest-France*. <https://www.ouest-france.fr/pays-de-la-loire/sainte-pazanne-44680/loire-atlantique-l-eau-du-robinet-scrutee-comme-jamais-bf4cb448-9b09-11ec-9b84-e19eae6be2d1>
- Stent K., Delantochette L., 2023 (5 avril). Pesticides : l'eau potable polluée partout en France par des résidus de chlorothalonil, *Ouest-France*.
- Viel J.-F., Warembourg C., Le Maner-Idrissi G., Lacroix A., Limon G., Rouget F., Monfort C., Durand G., Cordier S., Chevrier C., 2015. Pyrethroid insecticide exposure and cognitive developmental disabilities in children: The PELAGIE mother-child cohort, *Environment International*, 82, 69-75. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.05.009>
- Wang Y., Lafon P.-A., Salvador-Prince L., Gines A. R., Trousse F., Torrent J., Prevostel C., Crozet C., Liu J., Perrier V., 2021. Prenatal exposure to low doses of fungicides corrupts neurogenesis in neonates, *Environmental Research*, 195, 110829. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110829>

13. Les contaminants chimiques des denrées d'origine animale produites en zone périurbaine

Matthieu Delannoy, Guido Rychen, Stefan Jurjanz

Introduction

Actuellement, les consommateurs occidentaux tendent à considérer comme de qualité des produits animaux issus de systèmes de production de proximité plus en lien avec le bien-être animal, respectant les cycles naturels des animaux et positionnés en circuits courts. Cela se reflète notamment dans la demande croissante en produits issus d'élevage « plein air », à haute valeur environnementale, le plébiscite de l'écopâturage ou l'autoproduction de denrées. Ces pratiques d'élevage sont considérées fournir des produits de meilleure qualité. Un paradoxe semble toutefois exister puisque ces productions sont parfois plus contaminées que des denrées issues de circuits conventionnels. Concernant l'autoproduction, peu de données scientifiques existent malgré l'importance et le regain d'intérêt de ce type d'élevage à des fins d'autoconsommation, voire de dons. Ce chapitre décrira, après un état des lieux de ce type d'élevage, les sources potentielles de contamination, l'impact sur la qualité des denrées produites, les risques potentiels pour l'Homme ainsi que certains leviers de protection des consommateurs.

État des lieux des formes d'élevage en milieu périurbain en France

Si les espaces verts urbains s'envisageaient de façon prédominante sans animaux il y a quelques années seulement (Blanc, 2000 ; Claire *et al.*, 2017), la tendance s'inverse aujourd'hui et l'élevage regagne ces espaces. Ce regain d'intérêt est lié aux fonctions d'entretien du paysage, environnementales, sociales, voire culturelles. Toutefois, peu de données existent concernant cet engouement. Selon l'ObSoCo¹, en 2021, cette dynamique touche spécialement les particuliers pour lesquels l'autoproduction est portée par deux motivations : une motivation créative, liée à l'utilisation de compétences manuelles, ainsi qu'une motivation de changement de son rapport à l'alimentation en devenant, notamment, acteur de sa propre subsistance (alimentation vivrière) (ObSoCo, 2022). Ce besoin de changement recoupe une volonté d'améliorer sa santé par son

1. Cabinet privé spécialiste des études de consommation.

alimentation en se désengageant de processus plus industriels suscitant une anxiété sur ces dimensions. L'autoproduction est ainsi un moyen de reprise de contrôle de cette production alimentaire. Cette autoproduction peut être encouragée par des initiatives politiques locales, comme la fourniture de poulaillers à des fins de valorisation de restes alimentaires aux particuliers. Certains chiffres avancés par l'ObSoCo (2022) montreraient que le nombre de foyers français élevant des poules est en augmentation. Ainsi, de nombreux foyers, même en milieu urbain, ont repris des pratiques telles que le jardinage, le compostage des déchets verts, et certaines municipalités proposent des poules pondeuses pour aider à traiter les résidus alimentaires non souhaités, tels que les produits animaux et les graisses. Cette pratique est par exemple portée par des politiques locales, notamment en région Grand Est, à Strasbourg (Ferreira, 2013 ; Simon, 2020 ; « Wœrth. Au collège, un bilan positif pour le projet "Je fais ma part" », 2021), tandis que le tri à la source sera rendu obligatoire début 2024 (loi n° 2020-105, 2020), déléguant la gestion de ces déchets organiques aux foyers. Il en va de même pour l'écopâturage, l'animal (essentiellement ovins et caprins) étant réintroduit sur des surfaces publiques par des professionnels permettant une solution d'entretien économique en conformité avec la réglementation « zéro phyto » appliquée en 2017 (loi n° 2014-110, 2014). Enfin, des ruches peuvent être installées en milieu périurbain, soit à l'initiative des pouvoirs publics, soit à celle des particuliers. En revanche, ces nouvelles pratiques n'intègrent que très peu des productions nécessitant un foncier conséquent comme l'élevage de bovins ou les grandes cultures qui restent réservées à l'agriculture professionnelle.

Ainsi, deux structures très différentes d'élevages peuvent être rencontrées en milieu périurbain : un élevage mené par des professionnels (écopâturage, apiculture, voire quelques élevages conventionnels) ou des particuliers (autoproduction, voire apiculture). Ceci implique des itinéraires des produits d'origine animale distincts : soit un circuit plus formel utilisant les itinéraires techniques professionnels, soit des circuits informels impliquant surtout une autoconsommation, un don ou un échange entre particuliers. Deux cas concernant les contrôles et, ainsi, la maîtrise des risques pour les consommateurs et producteurs émergent donc : un cas plus centralisé où les circuits peuvent faire l'objet d'une surveillance sanitaire publique, et un autre décentralisé pour lequel peu de contrôles peuvent être opérés. Aux fins d'illustration, l'exemple de la poule pondeuse utilisée dans le cadre de l'autoproduction des denrées alimentaires, l'œuf demeurant la denrée la plus autoproduite et autoconsommée, sera tout particulièrement développé.

Les sources de contaminants des élevages périurbains

Les élevages sont exposés aux contaminants *via* de multiples sources d'émission : les émissions industrielles ou du trafic routier, les travaux publics (réfection de la voirie notamment), les apprêts de surface des habitations et mobiliers, les traitements et les additifs appliqués volontairement à l'environnement (traitements phytosanitaires), à l'aliment de l'animal ou directement à l'animal... Plusieurs sources d'exposition peuvent

ainsi être identifiées : l'air, les poussières sédimentées ou en suspension, l'aliment, le sol, l'eau et les traitements vétérinaires appliqués.

Parmi ces sources, le sol paraît être une source d'exposition majeure. En Europe, les œufs produits par les particuliers apparaissent souvent plus contaminés que ceux des circuits conventionnels, et il a été clairement démontré que le sol en est la source principale pour les contaminants organiques. Deux études menées précédemment ont ainsi établi un lien entre, d'une part, la contamination des sols couplée à l'étendue du parcours auquel les animaux ont accès, et les concentrations élevées de contaminants dans les œufs, d'autre part (Van Overmeire *et al.*, 2009 ; Windal *et al.*, 2009).

L'aliment et l'eau des animaux peuvent aussi être une source de contaminants organiques comme métalliques. Elle s'avère souvent limitée du fait de l'existence de contrôles pour l'aliment issu du commerce et l'eau du réseau. Toutefois, de mauvaises conditions de séchage ou de conservation peuvent favoriser le développement de phyto et mycotoxines, voire de toxines d'origine bactérienne reconnues pour être préjudiciables à la santé de l'animal, que ce soient pour les poules ou les herbivores.

Concernant les poussières, ces dernières peuvent contenir des contaminants au sein des particules abrasées des mobiliers, apprêts des murs ou toitures des abris, et divers éléments d'origine biologique (squames, poils, etc.). Elles peuvent contenir ainsi des contaminants physiques (fibres, microplastiques, etc.), des contaminants organiques (retardateur de flammes, phtalates, etc.), ainsi que des éléments traces métalliques (issus de peintures, vernis, traitement de surface, etc.). Cette question peut avoir une importance particulière quand les abris sont réalisés en autoconstruction avec des matériaux de récupération, pratique beaucoup plus fréquente qu'en milieu professionnel.

Enfin, comme pour les élevages conventionnels, les traitements vétérinaires administrés aux animaux peuvent être à l'origine d'une contamination pérenne de ces derniers et de leurs produits. Du fait de l'exposition et de l'attention particulière portée à des animaux détenus par des particuliers (autoproduction) ou en contact avec le public (écopâturage), des traitements non usuels en condition d'élevage conventionnel peuvent être administrés. Ces traitements peuvent contaminer les denrées et des temps d'attente, encadrant la reprise de l'utilisation de la production suivant l'administration de ces substances, doivent être impérativement respectés.

Les principaux contaminants des élevages périurbains

Nous distinguerons ainsi trois types de contaminants pouvant toucher les élevages périurbains. Tout d'abord, les contaminants principalement issus de l'environnement de l'animal, dont l'exposition est non intentionnelle, ne sont souvent pas du fait de l'éleveur et souvent non connus par ce dernier. Il s'agit d'une contamination à leur insu. Ensuite, nous distinguerons les contaminants de l'aliment. Enfin, nous distinguerons les contaminants issus des traitements vétérinaires, et dont l'usage est réglementé.

■ Les contaminants environnementaux

Du fait des activités anthropiques du siècle dernier, des contaminants peuvent se trouver dans l'environnement des animaux, voire dans leur alimentation y compris l'eau d'abreuvement. Les polluants organiques persistants (POP) en sont un exemple historique : ce sont des molécules organiques reconnues pour leur toxicité, souvent lipophiles et bioaccumulables, et n'étant que faiblement dégradées dans les différents compartiments de l'environnement. Des flux de ces polluants entre ces compartiments sont avérés, et une dispersion par voie aérienne ou dans l'eau fait que certains d'entre eux sont retrouvés éloignés des zones d'émission. Ainsi, les polychlorobiphényles (PCB), que ce soit les PCB ayant une toxicité similaire aux dioxines (PCB-DL) ou les PCB non-dioxin-like (PCB-NDL), sont reconnus comme ubiquitaires à l'échelle du globe (Meijer *et al.*, 2003). Les POP ont surtout une définition réglementaire internationale qui a dressé une liste nominative de ces substances dans le cadre de la convention de Stockholm signée dont la dernière version date de 2022. Parmi ces molécules figurent d'anciens pesticides (DDT, l'endrine, la chlordécone...). Cette convention interdit toute production, commercialisation et utilisation de ces molécules, mais pour certaines substances comme les dioxines et furannes (PCDD/F) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des sources d'émission peuvent persister, car elles sont majoritairement des coproduits non intentionnels ou de combustions mal maîtrisées. D'autres contaminants organiques présents dans l'environnement (substances per- et polyfluoroalkylées [PFAS], hydrocarbures, pesticides et leurs résidus, polychloronaphtalènes [PCN], les paraffines...) sont reconnus pour contaminer les denrées animales.

Les contaminants retrouvés dans les denrées alimentaires peuvent aussi être présents naturellement dans l'environnement. C'est ainsi le cas des ETM, pour lesquels de nombreuses contaminations sont liées à leur utilisation dans les peintures, les munitions de chasse pour le plomb, les activités minières pour le cadmium notamment, mais également liées au fond géochimique naturel des sols.

■ Les contaminants des aliments pour animaux

Comme défini précédemment, les aliments commerciaux sont soumis à des critères de qualité limitant, de fait, les concentrations de certains contaminants réglementés dont la toxicité est bien documentée. Il demeure que dans des conditions d'autoproduction, des contaminants d'origine microbiologique peuvent se développer du fait d'une technique de préparation ou de conservation mal maîtrisées. Les toxines, notamment, peuvent se développer dans des aliments mal séchés, mal conservés, des aliments laissés dans les mangeoires et peuvent être d'origine fongique ou bactérienne. Souvent peu transférables aux denrées animales directement, ces toxines peuvent avoir des effets majeurs sur la santé des animaux, pouvant aboutir à leur mort et/ou une contamination des denrées par l'agent bactérien ou le champignon une fois produite les rendant impropres à la consommation.

■ Les contaminants issus de produits vétérinaires ou pharmaceutiques

À des fins de prophylaxie ou pour restaurer la santé animale, l'utilisation de médicaments vétérinaires peut être réalisée par voie orale, dermique ou parentérale. Parmi ces contaminants les plus utilisés, on retrouve les antiparasitaires internes comme externes, ainsi que les antibiotiques.

La réglementation encadrant les niveaux de contaminants dans les denrées animales

La réglementation européenne fixe des teneurs maximales (appelées également limites maximales de résidus) dans les denrées alimentaires de certains de ces contaminants (règlement [UE] 2023/915, 2023). Ce règlement est mis à jour régulièrement. Par exemple, la réglementation européenne impose un maximum de 1,75 pg OMS-TEQ PCDD/F/g de matière grasse (MG) dans la viande de volaille, 2,5 pg OMS-TEQ/g de MG pour les œufs et ovoproduits. Ces valeurs montent à 3,0 et 5 pg OMS-TEQ/g de MG respectivement en incluant les PCB-DL. Pour les PCB-NDL, ces teneurs maximales sont de 40 ng/g de MG pour la viande, les œufs et ovoproduits. Le niveau de ces substances indésirables est également encadré dans les matières premières et aliments destinés à l'alimentation des animaux (directive 2002/32/CE, 2019). Cette réglementation contribue à la prévention des risques liés à la contamination des produits animaux. Toute denrée présentant des niveaux de contaminants supérieurs à ces teneurs maximales est déclarée impropre à la consommation et ne peut ni être commercialisée, ni utilisée à toute fin alimentaire, ni diluée, et doit donc être détruite. Elles sont établies afin d'assurer que l'exposition de la population reste en deçà des seuils toxicologiques et sont la résultante réglementaire des travaux d'expertise menés par des agences spécialisées en évaluation des risques alimentaire (Anses, Agence française de sécurité sanitaire et l'EFSA, Autorité européenne de sécurité des aliments).

État des lieux des contaminants dans les denrées animales

Peu de données dressent un panorama des contaminations chimiques touchant spécifiquement les denrées produites en autoproduction. Toutefois, quelques données sont retrouvées dans la littérature concernant particulièrement les POP et les œufs. Ainsi, cet exemple sera traité tout au long du chapitre. Une contamination particulièrement importante des œufs « plein air » ou autoproduits a été observée en France (Travel *et al.*, 2008), en Belgique (Van Overmeire *et al.*, 2009), en Allemagne (Winkler, 2015) et en Pologne (Roszko *et al.*, 2014 ; Piskorska-Pliszczynska *et al.*, 2015), et de récents articles montrent également l'étendue de cette contamination diffuse en zone urbaine (Mandard, 2023). L'incidence importante de ces contaminations peut s'expliquer, principalement pour

les POP, par le fait que même les sols issus de zones non identifiées comme à risque peuvent contenir des niveaux suffisamment élevés pour rendre la production d'œufs de poules incompatible avec la sécurité sanitaire des consommateurs. Ce risque est particulièrement dû à la bioaccumulation de ces substances dans le jaune des œufs de poules et au comportement exploratoire des gallinacées lors du picorage, conduisant à une ingestion importante de sol en nature. Ainsi, même si les concentrations de PCB ne sont pas aussi élevées que celles qui seraient présentes en cas de fuite d'un transformateur, contexte de contamination le plus habituel, il faut rappeler que la population métropolitaine est déjà exposée à des niveaux préoccupants de PCB de par leur alimentation. L'autoconsommation fréquente d'ovoproduits fortement contaminés, en plus de cette exposition de fond, entraînerait pour ces populations une exposition non acceptable.

Les mécanismes physiologiques aboutissant à la contamination des produits

La contamination des denrées animales est la résultante de tout un processus physiologique. Au vu des sources d'exposition détaillées précédemment, la voie orale est la principale voie d'exposition de ces animaux de rente. Avant de contaminer les denrées animales, les molécules vont subir les étapes connues du processus de transfert.

L'étape initiale suit la physiologie digestive : il s'agit de l'absorption des contaminants suite aux processus digestifs. Suivant la nature des contaminants, cette digestion peut suivre soit celle réalisée pour les protéines et glucides (majoritairement les molécules polaires et éléments traces métalliques), consistant en une solubilisation dans le chyme, un passage de la membrane épithéliale, puis à une prise en charge par la circulation sanguine intestinale aboutissant dans la veine porte ; soit celles de lipides consistant en une solubilisation médiée par une émulsification (action des sels biliaires), un passage de l'épithélium de ces structures micellaires (passage facilité pour les molécules lipophiles), un passage majoritaire dans la circulation lymphatique, avant de rejoindre la circulation sanguine systémique par le canal thoracique.

Ensuite a lieu une potentielle métabolisation (pour les contaminants organiques). Contrairement à l'absorption qui ne s'effectue qu'au travers du passage de la paroi épithéliale gastro-intestinale, cette métabolisation peut être réalisée par de multiples tissus (cellules endothéliales, entérocytaires, hépatiques, musculaires, pulmonaires, etc.), voire dans la lumière intestinale par le microbiote (microfaune et microflore). La majorité des transformations ont toutefois lieu dans le foie. Dans la majorité des cas, ces réactions transforment le composé en un métabolite plus facilement éliminable, pouvant être excrété par le corps. Cette excrétion peut être directement réalisée par le foie (*via* la bile) ou après une étape de distribution de ces métabolites à des organes excréteurs. Cette distribution est réalisée par la circulation sanguine systémique. Les composés parents, comme leurs métabolites, sont transportés par le sang suivant différentes modalités : soit dissous directement dans le plasma, véhiculé

par des protéines sanguines, majoritairement l'albumine ou *via* des lipoprotéines, structures permettant de véhiculer triglycérides et cholestérol à l'organisme. Suivant la répartition anatomique et les besoins physiologiques, l'intensité des flux sanguins peut être modulée pour un même organe. Ce changement de perfusion peut ainsi entraîner une modulation des flux de contaminants aux organes. Ceci est particulièrement important pour les molécules véhiculées majoritairement par l'albumine (molécules assez polaires comme les antibiotiques, la plupart des produits phytosanitaires, etc.). Pour les organes nécessitant de larges quantités de triglycérides et de cholestérol, des phénomènes d'adressage, médiés par les lipoprotéines, peuvent aboutir à une contamination plus importante de certains organes (cerveau, tissu adipeux, etc.) pour les molécules apolaires notamment (PCB, PCDD/F, chlordécone, etc.). Enfin, cette distribution peut être filtrée par des barrières spécifiques des vertébrés (barrières hémato-encéphalique, hémato-placentaires, etc.) pouvant limiter le transfert de certains composés (notamment certains produits vétérinaires, les contaminants lipophiles pouvant, pour la plupart, passer cette barrière). Cette étape est déterminante dans la compréhension des différences de concentrations entre les organes, et donc des concentrations observées dans la viande et les abats.

Enfin, l'excrétion est une étape clé dans le transfert des contaminants à l'œuf ou au lait, ces produits animaux étant excrétés. L'excrétion peut être définie comme le rejet des composés en dehors de l'organisme, *via* l'urine, la bile, la sudation, la perméation intestinale, etc. Pour les œufs, les contaminants peuvent être présents dans le jaune et/ou dans le blanc, cette répartition dépendant notamment des caractéristiques chimiques des molécules. Pour les molécules lipophiles comme les POP, le jaune d'œuf est la principale voie d'excrétion, et une forte corrélation entre la quantité de jaune d'œuf excrétée et la quantité de POP excrétée est notée à l'équilibre. Il en est de même pour le lait pour lequel la quantité de gras excrétée est corrélée également avec les quantités excrétées de contaminants à l'équilibre.

Quantifier le transfert des polluants aux denrées animales

Comme expliqué précédemment, la voie orale est particulièrement contributrice à la contamination des animaux, et donc de leurs denrées. Pour évaluer ce transfert des polluants ingérés aux produits animaux, deux types d'indicateurs sont retrouvés dans la littérature pour quantifier ce transfert : les taux de transfert (pour les produits excrétés : le lait et l'œuf) et les facteurs de bioconcentration (pour les tissus, et donc la viande et les abats).

Les taux de transfert (ou *transfer rate* – TR) et les facteurs de bioconcentration (*bioconcentration factor* – BCF) sont des indicateurs reconnus pour évaluer le transfert des polluants bioaccumulables dans les denrées animales. Généralement, ces approches sont utilisées lors de l'évaluation des risques chimiques portant sur les denrées alimentaires (Knutsen *et al.*, 2018). Le TR, ou *carry-over rate* (COR), exprime

le transfert des polluants vers les produits animaux excrétés tels que le lait et les œufs (Costera *et al.*, 2006 ; Hoogenboom *et al.*, 2006 ; Welsch-Pausch et McLachlan, 1998). Le facteur de bioconcentration quantifie, quant à lui, le transfert des polluants vers différents tissus animaux comestibles tels que le foie, le gras et les muscles (Feil *et al.*, 2000 ; Fernandes *et al.*, 2011 ; Fries *et al.*, 1999 ; Hoogenboom *et al.*, 2004 ; Huwe et Smith, 2005). À la fin de l'exposition, la concentration de POP est déterminée soit dans les produits excrétés (lait ou œuf) pour évaluer le TR (ou COR), soit dans les tissus cibles pour évaluer le BCF. Dans le cas général, l'obtention de ces indicateurs nécessite d'exposer les animaux jusqu'à atteindre « l'état d'équilibre », c'est-à-dire un état où la quantité excrétée de polluants et la quantité ingérée sont la même, impliquant dès lors que l'animal trouve un niveau, une concentration moyenne de ce polluant au sein de son organisme constante dans le temps. Pour ce faire, une exposition répétée est nécessaire, réalisée souvent de façon quotidienne. Ce temps d'exposition peut être estimé à partir de la demi-vie² de la molécule à l'échelle de l'organisme : un minimum de 3,3 demi-vies est nécessaire pour atteindre 90 % de la concentration d'équilibre. Les demi-vies ont été estimées pour les PCDD/F à 7 semaines chez les poules pondeuses (Hoogenboom *et al.*, 2004) et à 50 jours pour les vaches laitières (Firestone *et al.*, 1979). Il a été estimé que la demi-vie des PCDD/F allait de $40 \pm 7,7$ jours pour le 2,3,7,8-TCDD à 34 ± 13 jours pour le 1,2,3,4,6,7,8-HpCD (Olling *et al.*, 1991). Les PCB présentent également des demi-vies différentes en fonction de leur chloration (Fournier *et al.*, 2013). Il peut être difficile d'atteindre cette durée d'exposition nécessaire pour appliquer cette méthodologie pour des animaux avec un cycle de vie court, comme le poulet de chair. Selon Richter et McLachlan (2001), le TR (ou COR) est le rapport entre la quantité de POP ingérée et excrétée dans un produit alimentaire (équation 1). Dans le cas du BCF, c'est un rapport de concentration qui est réalisé : concentration de la substance dans les tissus de l'organisme à la concentration de la substance dans l'aliment ou la matrice d'exposition (équation 2).

La méthodologie pour déterminer ces indicateurs n'est pour le moment pas normalisée, et de multiples variantes sont retrouvées dans la littérature. Récemment, une méta-analyse de 2021 concernant ces taux de transfert des POP chlorés (PCDD/F et PCB) a repris l'ensemble de ces données (Amutova *et al.*, 2021). Au vu de l'importance des œufs dans les denrées autoproduites, les TR de ces POP à l'œuf seront repris de cette étude et pris en exemple. Les PCDD/F étudiés sont transférés aux œufs à un degré variable, contrairement aux PCB qui semblent particulièrement transférés pour ceux présentant plus de 5 atomes de chlore (à l'exception des PCB 52 et 101). Les composés les plus toxiques (c'est-à-dire la TCDD et la 1,2,3,7,8-PeCDD) présentent les transferts les plus élevés, de plus de 35 % pour les œufs. Les dioxines hexachlorées sont également fortement transférées dans les œufs (29-43 %). Les dioxines hepta- et octachlorées ont généralement été transférées à un faible niveau dans les œufs (7-16 %). Pour les PCDF, les furanes tétra- et pentachlorés présentent des niveaux de TR particulièrement

2. Temps nécessaire pour éliminer la moitié de la quantité de xénobiotique se trouvant dans l'organisme.

Équation 1 : Calcul du taux de transfert (TR)

$$TR_{\text{produit}} = \frac{\text{Quantité de polluants excrétée}}{\text{Quantité de polluants ingérée}}$$

Où le taux de transfert (TR) est exprimé en %, « Quantité de polluants excrétée » et « Quantité de polluants ingérée » sont de la même unité.

Équation 2 : Calcul du facteur de bioconcentration (BCF)

$$BCF = \frac{[\text{Polluants}]_{\text{tissus}}}{[\text{Polluants}]_{\text{matrice ingérée}}}$$

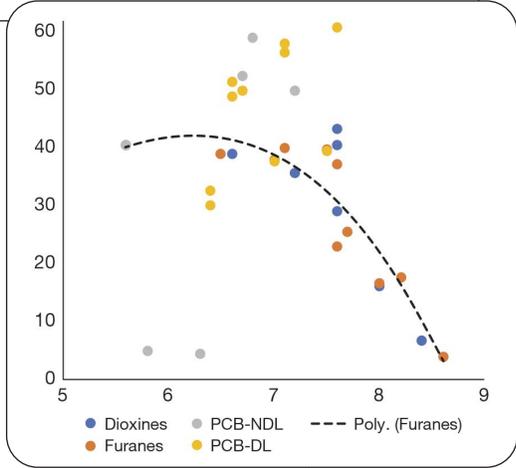
Où BCF est exprimé en %, $[\text{Polluants}]_{\text{tissus}}$ et $[\text{Polluants}]_{\text{matrice ingérée}}$ sont de la même unité. Source : Richter et McLachlan (2001).

élevés dans les œufs (entre 38 et 40 %), puis viennent les furanes hexachlorés (23 à 40 %). Enfin, 9 des 12 PCB de type dioxine paraissent particulièrement transférés et il convient d'accorder une attention particulière aux congénères présentant les facteurs d'équivalent toxique (TEF) les plus élevés : les PCB 126 et 169, qui semblent être fortement transférés dans les œufs avec des TR moyens de 39 % et 40 % respectivement. Deux congénères non ortho apparentés aux dioxines (77 et 81) ont montré des niveaux de transfert élevés dans l'étude sur les œufs (> 30 %). Ces TR sont présentés en figure 13.1 en relation avec une caractéristique fondamentale de ces POP : leur caractère lipophile (quantifié par l'équilibre de partition entre deux phases : l'eau et l'octanol usuellement présentée en logarithme, $\log K_{ow}$). On aperçoit ainsi des TR très élevés (> 30 %) jusqu'à des $\log K_{ow}$ de 7 avant une nette réduction. La diminution du taux de transfert observée pour les composés apparaît très similaire à de précédentes données portant sur la biodisponibilité (Drouillard et Norstrom, 2000).

Une seconde partie de l'étude a confirmé l'étroite relation entre le taux de transfert et les caractéristiques chimiques des composés. Ainsi, la masse moléculaire (MM), le nombre de chlore du composé (Cl_n) et le degré de lipophilie ($\log K_{ow}$) expliquent à eux seuls 70,7 % de la variation des TR des PCB dans les œufs (axe F1 - figure 13.2). Le type de substitution, quant à lui, explique 24,7 % des variations des TR dans les œufs (axe F2 - figure 13.2). Ainsi, les deux axes retenus de l'ACP construite (figure 13.2) expliquent largement la variabilité du transfert dans les œufs (95 %). Cette analyse s'est généralement bien ajustée pour 13 des 18 congénères, à l'exception des PCB 28, PCB 52, PCB 77, PCB 81 et PCB 169).

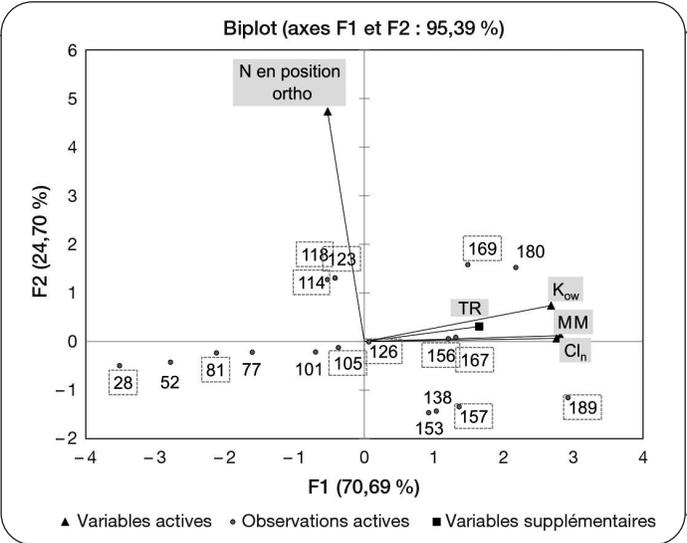
Concernant les facteurs de bioconcentration, le stade physiologique semble particulièrement explicatif des niveaux de BCF rapportés dans la littérature. Ainsi, ces

Figure 13.1. Facteur de transfert (TR) dans les œufs et log de K_{ow} des POP



Source: Amutova *et al.* (2021)

Figure 13.2. ACP appliquée aux TR moyens des PCB dans les œufs suivant la position de la substitution du chlore, le nombre de chlore (Cl_n), au poids moléculaire (MM), au coefficient de partage octanol/eau (K_{ow})



Les numéros correspondent aux congénères de PCB. Les congénères encadrés sont des PCB de type dioxine. Les chiffres en gras correspondent à des congénères transférés à un niveau élevé, de 38 à 78% et de 30 à 80% respectivement pour le lait et les œufs.

BCF obtenus dans le foie, la graisse et les muscles, ceux issus d'animaux à croissance lente apparaissent plus élevés que chez les animaux à croissance rapide (Amutova *et al.*, 2021). En général, les dioxines et les furanes présentent une bioconcentration élevée dans tous les tissus étudiés. De nettes variations existent toutefois entre les études rendant difficile toute généralisation sur les valeurs de cet indicateur. Une hiérarchie entre les tissus peut se dégager toutefois : le foie présente les BCF les plus élevés tandis que les muscles, les plus bas.

Prédire le risque : l'apport des concepts de taux de transfert et des facteurs de bioconcentration

Les TR et les BCF sont deux concepts intéressants pour décrire et prédire le transfert de contaminants dans les produits alimentaires, car ils permettent de raccorder directement l'exposition aux niveaux dans les denrées produites. En ce sens, il est possible par ces facteurs de déterminer des valeurs à ne pas dépasser en exposition orale pour obtenir des denrées en dessous des teneurs maximales décrites précédemment. En ce sens, cela permet aussi d'orienter les productions animales les plus sûres pouvant être réalisées suivant les cas de contamination susceptibles d'être rencontrés. De récents travaux ont réalisé, ainsi, par des rétrocalculs, l'estimation de quantités acceptables pouvant être ingérées pour plusieurs POP : les PCB, les PCDD/F, le DDT et le lindane (Amutova, 2022). Par ces calculs, et en considérant les données estimant l'ingestion quotidienne de sol en nature par les poules pondeuses lors de leur parcours, des concentrations en POP acceptables dans ces sols peuvent également être estimées (tableau 13.1).

Tableau 13.1. Évaluation du risque des produits contaminés par les PCDD/F et les PCB-DL dans les denrées consommées de volaille

Production	Teneurs maximales ¹	Transfert	Quantité ingérée acceptable ⁴	Concentration acceptable dans le sol sec ⁴
Poules pondeuses : œufs	3 pg OMS-TEQ/g de gras	TR ² de 40 %	65 pg/jour	3,24 ng OMS-TEQ/kg
Poulets : foie	6 pg OMS-TEQ/g de gras	BCF ³ de 43	8,4 pg/jour	0,42 ng OMS-TEQ/kg

¹Teneurs maximales européennes suivant la réglementation (règlement [UE] 2023/915, 2023).

²TR (en %) : le taux de transfert correspond au transfert des POP des matières ingérées vers les produits alimentaires et est dérivé de Amutova *et al.* (2021).

³BCF : facteur de bioconcentration (sans unité) dérivé de Amutova *et al.* (2021).

⁴Concentration acceptable dans le sol sec en considérant que 50 % de l'apport en PCDD/F et PCB-DL peut être réalisé par l'ingestion de sol, et qu'en moyenne 10 g de sol sont consommés par les volailles.

Ainsi, pour les denrées issues de volailles, et pour les composés de type dioxine, des concentrations très faibles dans les sols peuvent aboutir aux dépassements des limites. Pour information, des données issues du réseau de mesure de la qualité des sols font état d'une moyenne de 24 ng/kg pour les dioxines et les furanes (Gis Sol, 2011), sur sols non connus pour leur historique de contamination, montrant ainsi toute la difficulté de production, notamment en zones périurbaines.

Contrôle et gestion : ce qui manque pour sécuriser l'autoproduction

Face aux contaminations des sols et l'évolution de l'autoproduction, la méthode même de gestion de l'exposition chimique alimentaire est mise en difficulté. En effet, les mesures de gestion réalisées jusqu'à présent se focalisaient sur la production des élevages professionnels et consistaient en une destruction systématique des productions reconnues comme contaminées, voire une mise à mort des animaux suspectés comme contaminés. Ainsi, la crise des « poulets à la dioxine » de 1999 en Belgique a abouti à la destruction de plus de 93 000 tonnes de viandes (45 000 tonnes de viande de porc et 12 500 tonnes de viande de volaille), et à l'abattage de millions d'animaux suspectés d'être contaminés (Van Driessche, 2022). Cette mesure a de même été décrétée en France pour les cheptels de bovins en provenance de Mayenne, avec 400 animaux abattus (Radisson, 2022 ; Ouest-France, 2012). Ces mesures de gestion par évitement, certes protectrices, reviennent la plupart du temps à faire supporter les conséquences de la pollution aux professionnels de la production (éleveurs) plutôt qu'aux responsables de la pollution, introduisant une problématique sociale et d'équité quant à ces modes de gestion. Plus récemment, une étude portée par l'ARS Île-de-France sur 25 poulaillers en milieu périurbain (Mandard, 2023) montre la possible étendue de cette contamination sur les poulaillers hors circuit des élevages traditionnels. Seule une recommandation a pu être émise concernant la non-consommation de ces denrées produites, ces circuits non conventionnels n'étant que peu contrôlés par les organismes habituels de contrôle sanitaire (directions départementales de la protection des populations – DDPP). Ces œufs, présentant des niveaux jusqu'à 50 fois au-dessus des limites réglementaires, posent question concernant la responsabilité de particuliers pratiquants du don ou du troc de produits issus de leur poulailler, particulièrement sensibles à ces pollutions ubiquitaires.

Conclusion

Ces éléments mettent en évidence les difficultés rencontrées pour évaluer les contaminations chimiques des denrées animales, notamment en zone périurbaine et dans des systèmes d'élevage très extensif. La première difficulté est l'identification, la pollution chimique étant incolore, inodore, les denrées animales peuvent être contaminées à l'insu du producteur et du consommateur. La deuxième est la sensibilité des denrées

animales à ces contaminations, de faibles expositions peuvent aboutir à des niveaux dangereux pour la santé humaine du fait de la bioaccumulation dans les tissus, notamment les œufs. La dernière difficulté résulte de la faible adéquation des méthodes de gestion actuelles, focalisées sur les systèmes d'élevage et leurs itinéraires techniques. Elles se révèlent peu adaptées aux denrées autoproduites par les particuliers. Ces particuliers restent toutefois responsables des effets délétères potentiels de leur production. Ainsi, en matière de recommandation, une analyse des sols apparaît une étape primordiale pour évaluer l'exposition avant la réalisation d'une autoproduction.

En perspective, dans des zones reconnues pour la contamination diffuse et étendue des sols, un accompagnement à l'autoproduction pourrait être nécessaire. Ainsi aux Antilles françaises, un accompagnement des particuliers dans leurs pratiques de l'autoproduction a été mis en place. Le programme JaFa (association « jardins familiaux » présente aux Antilles françaises) par des approches de sciences participatives permet, ainsi, de diffuser les connaissances liées à cette problématique directement à la population. Des pistes de recherche sont en cours sur ces thématiques visant à apporter, si ce n'est des solutions, des innovations pour limiter les niveaux dans les denrées produites. L'utilisation de matrices séquestrantes sur le sol (biochar ou charbon actif) est ainsi reconnue pour limiter ce transfert aux denrées animales. Toutefois, leur impact sur l'écosystème du sol doit être mieux appréhendé avant son application sur le terrain.

Références bibliographiques

- Amutova F., 2022. *Assessment of bioavailability of organochlorine pesticides in chain "soil – farm animals – food products"*. Thèse de doctorat, université de Lorraine.
- Amutova F., Delannoy M., Baubekova A., Konuspayeva G., Jurjan S., 2021. Transfer of persistent organic pollutants in food of animal origin – Meta-analysis of published data, *Chemosphere*, 262, 128351. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128351>
- Blanc B., 2000. *Les animaux et la ville*. Éditions Odile Jacob, 240 p.
- Claire D., Dumont B., Hostiou N., 2017. Des services contrastés rendus par l'élevage dans les espaces urbains et périurbains européens, *Productions animales*, INRAE, 30, 395-406. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2017.30.4.2269>
- Costera A., Feidt C., Marchand P., Le Bizec B., Rychen G., 2006. PCDD/F and PCB transfer to milk in goats exposed to a long-term intake of contaminated hay, *Chemosphere*, 64, 650-657. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.052>
- Directive 2002/32/CE, 2019. Directive 2002/32/CE du Parlement européen et du Conseil du 7 mai 2002 sur les substances indésirables dans les aliments pour animaux.
- Drouillard K. G., Norstrom R. J., 2000. Dietary absorption efficiencies and toxicokinetics of polychlorinated biphenyls in ring doves following exposure to aroclor® mixtures, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (11), 2707-2714. <https://doi.org/10.1002/etc.5620191114>
- Feil V. J., Huwe J. K., Zaylskie R. G., Davison K. L., Anderson V. L., Marchello M., Tiernan T. O., 2000. Chlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in beef animals from a feeding study, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 48 (12), 6163-6173. <https://doi.org/10.1021/jf0003092>

- Fernandes A. R., Foxall C., Lovett A., Rose M., Dowding A., 2011. The assimilation of dioxins and PCBs in conventionally reared farm animals: Occurrence and biotransfer factors, *Chemosphere*, 83 (6), 815-822. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.083>
- Ferreira E., 2013 (3 mars). Élever des poules en ville, c'est écolo et de plus en plus cool, *L'Obs, Rue89*. <https://www.nouvelobs.com/rue89/rue89-pourquoi-ca-marche/20130303.RUE4591/elever-des-poules-en-ville-c-est-ecolo-et-de-plus-en-plus-cool.html>
- Firestone D., Clower Jr M., Borsetti A. P., Teske R. H., Long P. E., 1979. Polychlorodibenzo-p-dioxin and pentachlorophenol residues in milk and blood of cows fed technical pentachlorophenol, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 27 (6), 1171-1177. <https://doi.org/10.1021/jf60226a075>
- Fournier A., Rychen G., Marchand P., Toussaint H., Le Bizec B., Feidt C., 2013. Polychlorinated biphenyl (PCB) decontamination kinetics in lactating goats (*Capra hircus*) following a contaminated corn silage exposure, *Journal of agricultural and food chemistry*, 61 (29), 7156-7164.
- Fries G. F., Paustenbach D. J., Mather D. B., Luksemburg W. J., 1999. A congener specific evaluation of transfer of chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to milk of cows following ingestion of pentachlorophenol-treated wood, *Environmental Science and Technology*, 33 (8), 1165-1170. <https://doi.org/10.1021/es981153d>
- Gis Sol, 2011. *L'état des sols de France*. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.
- Hoogenboom L. A. P., Kan C. A., Bovee T. F. H., Van Der Weg G., Onstenk C., Traag W. A., 2004. Residues of dioxins and PCBs in fat of growing pigs and broilers fed contaminated feed, *Chemosphere*, 57 (1), 35-42. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.057>
- Hoogenboom L. A. P., Kan C. A., Zeilmaker M. J., Van Eijkeren J., Traag W. A., 2006. Carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs at low contamination levels - Influence of mycotoxin binders on the carry-over from feed to eggs, *Food Additives and Contaminants*, 23 (5), 518-527. <https://doi.org/10.1080/02652030500512037>
- Huwe J. K., Smith D. J., 2005. Laboratory and on-farm studies on the bioaccumulation and elimination of dioxins from a contaminated mineral supplement fed to dairy cows, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53 (6), 2362-2370. <https://doi.org/10.1021/jf0480997>
- Knutsen H. K., Alexander J., Barregård L., Bignami M., Brüschweiler B., Ceccatelli S., ... Hoogenboom L. (Ron), 2018. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food, *EFSA Journal*, 16 (11) : e05333. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5333>
- Loi n° 2014-110 du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national (1).
- Loi n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire (1).
- Mandart S., 2023 (19 avril). Pollution chimique : la consommation d'œufs de poulaillers domestiques situés en Île-de-France déconseillée par les autorités sanitaires, *Le Monde*. https://www.lemonde.fr/planete/article/2023/04/19/pollution-chimique-les-autorites-sanitaires-recommandent-de-ne-pas-consommer-d-ufs-de-poulaillers-domestiques-en-ile-de-france_6170230_3244.html
- Meijer S. N., Ockenden W. A., Sweetman A., Breivik K., Grimalt J. O., Jones K. C., 2003. Global distribution and budget of PCBs and HCB in background surface soils: Implications for sources and environmental processes, *Environmental Science and Technology*, 37 (4), 667-672. <https://doi.org/10.1021/es025809l>
- ObSoCo, 2022. *Animaux : le succès détonnant des poules, 10 % des Français en élèvent*. <https://lobso.com/animaux-le-succes-detonnant-des-poules-10-des-francais-en-elevent/>
- Olling M., Derks H. J. G. M., Berende P. L. M., Liem A. K. D., De Jong A. P. J. M., 1991. Toxicokinetics of eight ¹³C-labelled polychlorinated dibenzo-p-dioxins and -furans in lactating cows, *Chemosphere*, 23 (8-10), 1377-1385. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(91\)90162-7](https://doi.org/10.1016/0045-6535(91)90162-7)

- Ouest-France, 2012 (2 janvier). Pollution aux PCB dans le Sud-Mayenne : un 6^e troupeau de bovins abattu, *Ouest-France*. <https://www.ouest-france.fr/pays-de-la-loire/pollution-aux-pcb-dans-le-sud-mayenne-un-6e-troupeau-de-bovins-abattu-48542>
- Piskorska-Pliszczyńska J., Struciński P., Mikołajczyk S., Maszewski S., Rachubik J., Warenik-Bany M., 2015. Dioxins, furans, and polychlorinated biphenyls in hen eggs – a new source of hazard for consumers?, *Journal of Veterinary Research*, 59 (4), 519-526.
- Radisson L., 2022 (13 juillet). PCB en Mayenne : Aprochim condamnée à verser 50 000 euros pour cinq dépassements, *Actu-Environnement*. <https://www.actu-environnement.com/ae/news/PCB-mayenne-aprochim-condamnation-payer-40013.php4>
- Règlement (UE) 2023/915, 2023. Règlement (UE) 2023/915 de la Commission du 25 avril 2023 concernant les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires et abrogeant le règlement (CE) n° 1881/2006 (texte présentant de l'intérêt pour l'EEE), 119 OJ L.
- Richter W., McLachlan M. S., 2001. Uptake and transfer of PCDD/Fs by cattle fed naturally contaminated feedstuffs and feed contaminated as a result of sewage sludge application. 2. Nonlactating cows, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 49 (12), 5857-5865. <https://doi.org/10.1021/jf010859f>
- Rozsko M., Szymczyk K., Jędrzejczak R., 2014. Influence of hen breeding type on PCDD/F, PCB & PBDE levels in eggs, *Science of The Total Environment*, 487, 279-289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.033>
- Simon L., 2020 (30 janvier). Installer un poulailler collectif à la Musau. Strasbourg.eu. <https://participer.strasbourg.eu/detail-budget-participatif/-/entity/id/14081124>
- Travel A., Jondreville C., Guinvarch J., Chabault M., Lubac S., Feidt C., ... Nys Y., 2008. La filière fait le point sur le risque de transfert de polluants organiques persistants vers les œufs, *TeMA Technique et Marché Avicoles*, 6 (25), 11-19. <https://hal.inrae.fr/hal-02649375>
- Van Driessche L., 2022 (9 août). Série « Les scandales sanitaires » | La crise de la dioxine, un fiasco politique, sanitaire et économique, *L'Écho*, <https://www.lecho.be/entreprises/alimentation-boisson/serie-les-scandales-sanitaires-la-crise-de-la-dioxine-un-fiasco-politique-sanitaire-et-economique/10406264.html>
- Van Overmeire I., Pussemier L., Waegeneers N., Hanot V., Windal I., Boxus L., ... Goeyens L., 2009. Assessment of the chemical contamination in home-produced eggs in Belgium: General overview of the CONTEGG study, *Science of the Total Environment*, 407 (15), 4403-4410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.066>
- Welsch-Pausch K., McLachlan M. S., 1998. Fate of airborne polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in an agricultural ecosystem, *Environmental Pollution*, 102 (1), 129-137. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00071-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00071-2)
- Windal I., Hanot V., Marchi J., Huysmans G., Van Overmeire I., Waegeneers N., Goeyens L., 2009. PCB and organochlorine pesticides in home-produced eggs in Belgium, *Science of the Total Environment*, 407 (12), 4430-4437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.063>
- Winkler J., 2015. High levels of dioxin-like PCBs found in organic-farmed eggs caused by coating materials of asbestos-cement fiber plates: A case study, *Environment International*, 80, 72-78. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.03.005>
- Wœrth. Au collège, un bilan positif pour le projet « Je fais ma part », 2021 (5 juillet), *Dernières nouvelles d'Alsace*. <https://www.dna.fr/culture-loisirs/2021/07/05/au-college-un-bilan-positif-pour-le-projet-je-fais-ma-part>

14. Impacts de l'herbicide glyphosate dans un contexte de santé globale

Xavier Coumoul, Christian Mougin

Introduction

Le glyphosate est un herbicide introduit sur le marché en 1974. Il a depuis été utilisé dans de très nombreuses préparations commerciales (formulées), et donc associé à d'autres molécules (par exemple, dans le Roundup™) qui favorisent une meilleure efficacité du composé actif. Son mode d'action repose sur l'inhibition d'une enzyme qui permet la synthèse d'acides aminés aromatiques (appelée 5-énolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase ou EPSPS). Le blocage de cette enzyme est mortel pour les organismes qui l'expriment, c'est-à-dire les plantes, mais également certaines bactéries et certains champignons. Cet herbicide systémique à large spectre est non sélectif compte tenu du large panel d'organismes qui expriment cette enzyme, qui n'est toutefois pas présente dans les cellules animales. Le glyphosate est principalement utilisé en agriculture pour détruire les communautés végétales établies avant remise en culture des parcelles, ou encore pour éliminer la flore pendant la période d'interculture. Il a été enfin très utilisé pour désherber les voies ferrées, les trottoirs et les bords de route, notamment avant la mise en application de la loi Labbé en 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires, qui a réduit son utilisation (également pour les particuliers). Il reste toutefois en France un des produits phytosanitaires les plus utilisés, avec en moyenne 8 200 tonnes environ commercialisées par an sur la période 2018-2020, essentiellement pour les usages agricoles.

Aujourd'hui, le glyphosate et son métabolite majeur, l'acide aminométhylphosphonique (Ampa), font l'objet de fortes préoccupations scientifiques et sociétales pour ce qui est de la santé des écosystèmes et celle de l'être humain. De ce fait, les publications scientifiques, qui traitaient majoritairement de résultats expérimentaux portant sur l'utilisation et l'efficacité agronomiques, se sont orientées depuis quelques années vers ceux qui concernent les impacts environnementaux et sanitaires. Cependant, comme tout produit phytosanitaire, le glyphosate a fait l'objet d'une procédure d'évaluation des risques, préalable à son autorisation de mise sur le marché. Cette évaluation a reposé sur une batterie de tests réglementaires au niveau européen. Mais la nécessité de développer des méthodes analytiques relativement complexes et spécifiques pour son analyse dans l'environnement et les matrices biologiques a longtemps constitué

un frein à la connaissance de sa dispersion dans l'environnement. Longtemps décrit comme «écologique», l'herbicide a été de plus en plus utilisé par l'être humain, qui n'exprime pas la cible du glyphosate (l'EPSPS) ce qui suppose une innocuité, associée dans certains pays à l'expansion de cultures d'organismes génétiquement modifiés (OGM) résistantes à cet herbicide.

Nous présentons ici quelques données permettant d'appréhender les difficultés à apporter des réponses définitives à la question complexe posée par l'évaluation des risques associée à l'utilisation de cet herbicide (Inserm, 2021; Leenhardt *et al.*, 2022).

La cancérogénicité du glyphosate, un sujet de controverse

La très large utilisation du glyphosate dans le monde a rapidement conduit à de nombreuses études épidémiologiques et expérimentales. Un très grand nombre de celles-ci ont examiné comme événement de santé l'apparition de cancers. Les études épidémiologiques ont notamment porté sur des populations utilisatrices du glyphosate (par exemple, les agriculteurs et les agricultrices) et les études expérimentales ont utilisé des modèles variés, dont certains ne rentrent pas dans le champ des tests réglementaires. Ces études issues de la recherche ont identifié pour certaines des pathologies et des mécanismes qui sous-tendent ces maladies, notamment des cancers lymphatiques. Ces éléments ont conduit le Centre international de recherche contre le cancer (CIRC ou IARC en anglais) à classer le glyphosate comme cancérogène «probable», tandis que la plupart des agences sanitaires nationales et internationales divergent sur cet avis, en le classant agent non cancérogène. Cette divergence s'explique facilement par des différences méthodologiques :

- Les agences sanitaires (Anses, EFSA) se placent dans le contexte d'une évaluation des risques, préalable à la mise sur le marché des substances, encadrée par la réglementation (européenne pour ce qui concerne la France). Elles basent leur avis sur les résultats issus de batteries de tests réalisés par les industriels qui veulent commercialiser les substances. Encadrés par des lignes directrices de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE ou OECD en anglais), ces tests sont conduits sur des animaux de laboratoire comme des rongeurs, et ne couvrent que certains mécanismes de cancérogénicité, comme la mutagénicité ou la génotoxicité. À l'issue de cette évaluation du risque, les substances sont autorisées, ou non, à être commercialisées.
- Le CIRC, quant à lui, analyse l'ensemble de la littérature scientifique (épidémiologique et expérimentale) et ses conclusions se basent sur des expériences sur des modèles alternatifs (par exemple, le poisson-zèbre), et des événements de santé souvent non pris en compte par les agences, car non inclus dans la réglementation. Dans le cas du glyphosate, la diversité d'approches et de modèles de recherche utilisés conduit le CIRC à la conclusion que le glyphosate est génotoxique.

Il n'est donc pas étonnant que les résultats soient divergents entre le CIRC et les agences sanitaires, du fait de l'ensemble des résultats pris en compte et de différences dans

les critères d'interprétation. Cette divergence crée toutefois un sentiment de confusion notamment dans l'opinion, car les méthodologies sont rarement expliquées dans les débats sociétaux.

Une contamination généralisée des écosystèmes

Les contraintes techniques liées à l'analyse des résidus de glyphosate et de l'Ampa se traduisent par un nombre limité de résultats, qui présentent une variabilité certaine. Seuls ces deux composés font l'objet de suivis. Qu'en est-il donc de leur présence dans l'air, les sols et l'eau ?

Pour l'air, le glyphosate est considéré comme peu volatil bien qu'il se retrouve après pulvérisation dans des gouttelettes qui dérivent. Lors de la dernière campagne nationale exploratoire de mesure des résidus de pesticides dans l'air ambiant (CNEP), le glyphosate a été quantifié sur l'ensemble des sites, traduisant une large contamination atmosphérique.

Au niveau des sols, il est important de rappeler que le comportement du glyphosate dépend du type de sol, mais il est certain que l'herbicide reste un des produits phytosanitaires les plus fréquemment détectés dans cette matrice. Les concentrations les plus fortes sont mesurées en vignes et vergers. Le glyphosate et l'Ampa sont également détectés dans différents organismes terrestres (escargots, vers de terre...) ou sur les poils de micromammifères, avec des questions soulevées quant à leur bioaccumulation dans les réseaux trophiques.

Concernant le milieu aquatique, les sols peuvent être lessivés (par la pluie) ce qui entraîne une contamination des eaux de surface dans lesquelles le glyphosate ou l'Ampa peuvent être quantifiés. Dans les milieux aquatiques continentaux, les deux composés font partie des composés les plus fréquemment détectés avec des concentrations pouvant dépasser 1µg/l. Les niveaux de concentration sont les plus élevés en milieu marin à proximité du littoral. Cependant, la bioaccumulation du glyphosate dans les réseaux trophiques aquatiques semble faible. De plus, les eaux destinées à la consommation humaine sont aussi contaminées mais avec peu de dépassement en France.

Impacts du glyphosate sur la biodiversité

Les effets du glyphosate sur la biodiversité, et parfois ceux de l'Ampa, ont été étudiés dans une expertise collective récente menée par INRAE et l'Ifremer (Leenhardt *et al.*, 2022). Elle montre une variabilité des effets rapportés dans la littérature scientifique. En milieu terrestre, la dérive de l'herbicide au moment du traitement peut impacter des espèces végétales non cibles, avec des conséquences indirectes sur les invertébrés, notamment les insectes confrontés à une diminution des ressources florales (par exemple, les pollinisateurs). Les résultats concernant les effets du glyphosate sur les

communautés microbiennes du sol montrent une grande hétérogénéité en fonction du type de sols et des conditions expérimentales mises en œuvre, tant sur le plan de la composition et de l'abondance des communautés que de leur fonctionnement.

Peu d'effets du glyphosate sont décrits de façon certaine sur les invertébrés terrestres. Il est toutefois à signaler un impact sur la reproduction de l'abeille solitaire, comme sur le microbiote intestinal (composition taxonomique et fonctionnelle) des larves d'abeilles. Le microbiote intestinal de différents vertébrés terrestres (oiseaux, mammifères...) est également affecté. Enfin, les amphibiens, fortement exposés au glyphosate pendant leur phase terrestre, présentent une forte mortalité de leurs juvéniles. En milieu aquatique, la biomasse des communautés de micro-organismes planctoniques est affectée, comme la structure taxonomique de ces communautés. Il en est de même pour les communautés microbiennes hétérotrophes (gamma- et alphaprotéobactéries). Peu d'études documentent les effets possibles du glyphosate sur les invertébrés aquatiques, les poissons et les amphibiens au stade aquatique.

Impacts du glyphosate sur les populations humaines

Du point de vue des expositions humaines, l'imprégnation des populations est relativement faible, avec des concentrations urinaires détectables de l'ordre du $\mu\text{g/l}$, ce qui correspond à des doses 100 à 1000 fois inférieures à la DJA (dose journalière admissible) actuelle. Le glyphosate est peu métabolisé en Ampa et est rapidement éliminé avec une demi-vie dans le sang comprise entre 5 et 10 heures.

L'Inserm a publié en 2021 un rapport d'expertise, établissant trois niveaux de présomption de risque de développement de maladies en lien avec une exposition à des pesticides (Inserm, 2021). Pour le glyphosate, l'expertise a analysé les données d'expologie (utilisation, contamination des milieux et de la population), les données d'épidémiologie publiées depuis 2013 et les mécanismes d'action toxiques de l'herbicide mais aussi de ses formulations.

Du point de vue sanitaire, le seul élément mis en avant par l'expertise est l'augmentation du niveau de présomption de lien pour les lymphomes non hodgkiniens (LNH) passant de faible en 2013 à moyen en 2021; cette évolution est le fait de la prise en compte de nouvelles méta-analyses. Des présomptions faibles ont été identifiées pour les leucémies, le myélome multiple, ou des troubles respiratoires ou thyroïdiens. Ces données sont-elles cohérentes avec les études mécanistiques? Si les essais de mutagénicité sont plutôt négatifs, les essais de génotoxicité sont plutôt positifs. La génotoxicité se réfère à la capacité d'un composé d'endommager l'ADN (cassures double brin, par exemple), processus qui peut conduire à l'apparition d'un cancer pour la cellule endommagée. Ces cassures peuvent survenir sans modification de la nature des bases de l'ADN (mutations). Dans le cas du glyphosate, l'un des mécanismes conduisant à cette génotoxicité serait peut-être un stress oxydant : ainsi, les études chez

l'animal montrent parfois un excès de cas avec certaines souches ou pour des doses élevées (souris, certains poissons comme *Channa punctatus*, *Oreochromis niloticus*, une anguille *Anguilla anguilla*, un crabe *Eriocheir sinensis*). Le niveau de preuve chez les rongeurs est donc relativement limité compte tenu des effets plutôt génotoxiques mais pas mutagènes de la molécule au regard de la littérature scientifique, mais ce niveau de preuve est cohérent avec les présomptions de risque (moyenne pour les LNH, faible pour les leucémies ou le myélome multiple).

D'autres pistes de recherche ?

Les éléments de débat sur la cancérogénicité du glyphosate ont largement occulté d'autres orientations sur les liens entre exposition au glyphosate et pathologies. Par exemple, compte tenu de sa cible, des études sur les microbiotes auraient dû être entreprises. Chez de nombreuses espèces (poules, bovins, rongeurs, insectes), le glyphosate ou ses formulations provoquent une dysbiose intestinale, c'est-à-dire un déséquilibre de la biodiversité de la flore intestinale qui peut favoriser le développement de souches pathogènes. Ces effets se manifestent parfois à la génération suivante et dans certaines études, la dysbiose est associée à d'autres pathologies comme l'anxiété ou la dépression. Ces résultats sont cohérents avec ceux observés chez les abeilles : ainsi, des comportements de désorientation et de vulnérabilité accrue aux pathogènes sont observés après des expositions environnementales à certaines formulations de glyphosate.

Conclusion

En conclusion, le glyphosate fait l'objet de nombreux débats scientifiques et sociétaux probablement en lien avec son utilisation particulièrement importante, originellement liée à sa grande efficacité et à sa très large utilisation. Cette médiatisation a très largement contribué à orienter le débat vers ces effets sanitaires potentiels notamment en ce qui concerne la cancérogenèse, alors que son mode d'action aurait dû également conduire à des orientations sur le plan de la recherche, sur ses impacts en termes de biodiversité et de ciblage des microbiotes des êtres vivants. Ces éléments commencent toutefois à être comblés avec malgré tout un niveau de complexité important pour ce qui est de ces potentiels effets, compte tenu de son comportement parfois variable dans les matrices (par exemple, sa persistance ou non dans les sols en fonction des propriétés physico-chimiques de ces derniers). Il est à espérer que les questions portant sur sa réglementation s'orientent plus vers l'effet des formulations contenant du glyphosate (et pas que du glyphosate) et intègrent la dimension de la santé des écosystèmes tout autant que la question sanitaire, questionnements légitimes au regard de son mode d'action et de la problématique plus générale de la santé globale.

Références bibliographiques

Inserm, 2021. *Pesticides et effets sur la santé : Nouvelles données*. Montrouge, EDP Sciences 1036 p. (coll. Expertise collective).

Leenhardt S. (coord.), Mamy L. (coord.), Pesce S. (coord.), Sanchez W. (coord.), Achard A.-L., Amichot M., Artigas J., Aviron S., Barthélémy C., Beaudouin R., Bedos C., Bérard A., Berny P., Bertrand C., Bertrand C., Betouille S., Bureau-Point E., Charles S., Chaumot A., Chauvel B., Coeurdassier M., Corio-Costet M.-F., Coutellec M.-A., Crouzet O., Delebarre E., Doussan I., Douzals J.-P., Faburé J., Fritsch C., Gallai N., Gonzalez P., Gouy V., Hedde M., Langlais A., Larras F., Le Bellec F., Leboulanger C., Le Gall M., Le Perche S., Christelle Margoum, Martin-Laurent F., Mongruel R., Morin S., Mougin C., Munaron D., Néliou S., Pelosi C., Rault M., Ris N., Sabater S., Stachowski-Haberkorn S., Sucre E., Thomas M., Tournebize J., 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques*. Rapport d'ESCo, INRAE, Ifremer, 1408 p.

15. Impacts des fongicides utilisés dans l'environnement sur la santé humaine

Le cas des infections fongiques avec souches résistantes aux traitements

Steffi Rocchi

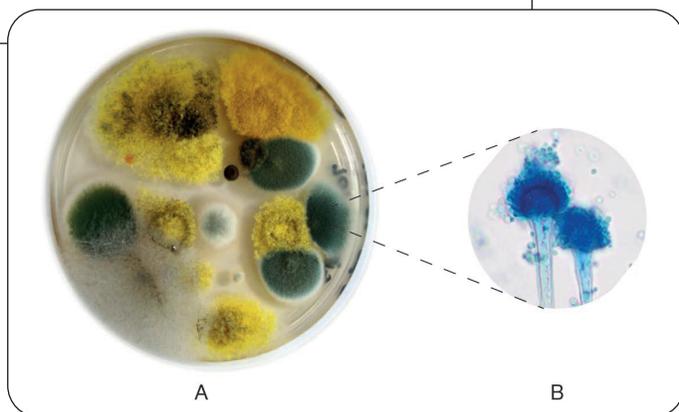
Les pesticides polluent les écosystèmes et peuvent avoir des effets directs sur la santé humaine. Ils interagissent aussi plus globalement avec le biote (ensemble des organismes vivants dans un milieu donné) et appauvrissent la biodiversité, notamment en impactant directement ou indirectement les espèces dites non cibles, qui peuvent ensuite être plus vulnérables aux pathogènes. Un autre aspect de cette utilisation des pesticides est l'apparition d'organismes infectieux résistants à ces traitements, avec de potentiels impacts sur la santé humaine. Ces organismes peuvent se retrouver loin des zones d'utilisation des pesticides et dans les environnements urbains : soit parce qu'ils ont été transportés par les vents, soit parce qu'ils sont emmenés par des substrats contaminés (terreux, composts, bulbes de fleurs).

La problématique de la résistance aux antimicrobiens concerne tous les organismes infectieux : bactéries, virus et champignons. La résistance peut survenir naturellement, mais l'abus et/ou le mauvais usage des agents antimicrobiens entraînent des résistances. Le cas le plus connu est celui de la résistance bactérienne où l'usage parfois mal contrôlé des antibiotiques en santé animale et humaine a entraîné une multi-résistance à certains traitements. La problématique de la résistance aux antibiotiques est d'ailleurs très médiatisée. En revanche, l'émergence de champignons pathogènes multirésistants est beaucoup moins connue alors qu'elle représente une menace considérable pour le contrôle des maladies des plantes, des animaux et des Hommes. Un exemple décrit il y a maintenant plus de vingt ans est l'émergence d'une résistance aux antifongiques chez un pathogène fongique pour l'Homme et les animaux : *Aspergillus fumigatus*.

Le genre *Aspergillus* est responsable d'un large spectre de pathologies (appelées aspergilloses) touchant à la fois les Hommes, mais aussi des animaux sauvages et domestiques d'écosystèmes terrestres (insectes, oiseaux, bovins, chevaux, chiens, chats, singes) ou aquatiques (coraux, éponges, insectes, mammifères marins, poissons, amphibiens, reptiles). Ces pathologies peuvent se manifester sous forme d'infections localisées, d'infections disséminées mortelles ou de maladies allergiques. Certaines espèces

d'*Aspergillus* infectent aussi les récoltes et contaminent les grains stockés avec des métabolites toxiques (aflatoxines ou autres mycotoxines). Parmi les nombreux *Aspergillus* (plus de 200 espèces), l'espèce pathogène *A. fumigatus* (figure 15.1), omniprésente dans l'environnement intérieur et extérieur, est l'agent étiologique principal dans les aspergilloses humaines et animales sauvages et domestiques. Cette espèce n'est en revanche pas décrite comme étant un phytopathogène pouvant ravager les cultures.

Figure 15.1. Culture de colonies fongiques (A) issues d'un prélèvement d'air (peu contaminé) et observation microscopique de deux têtes d'*Aspergillus fumigatus* (B, échelle : une spore = 2 μm)



Source : Steffi Rocchi

Pour les pathologies aspergillaires humaines et animales, les antifongiques triazolés sont recommandés en traitement de première intention, avec quatre molécules disponibles. Cependant, les avancées cliniques rendues possibles par l'utilisation des triazoles médicaux sont menacées par l'émergence de souches aspergillaires résistantes, avec des taux de mortalité importants dans les trois mois après le diagnostic en cas d'infection par une souche résistante aux traitements.

Les premiers *A. fumigatus* résistants aux triazoles ont été décrits aux Pays-Bas en 1998 (Snelders *et al.*, 2008). Il est admis que la résistance peut se développer à la suite du traitement d'un patient au long cours, mais une part importante de cette émergence de résistance est due à l'utilisation massive de fongicides dans l'environnement, et notamment les molécules triazolées (Snelders *et al.*, 2012).

Les fongicides triazolés ont été utilisés à partir de 1960. Contrairement à d'autres fongicides systémiques, le site d'action spécifique des azoles est un avantage qui a permis d'améliorer l'efficacité du contrôle du champignon cible. Ils ont donc été de plus en plus utilisés depuis leur mise sur le marché pour traiter les cultures notamment et sont

aujourd'hui, avec plus de 30 molécules disponibles (Fisher *et al.*, 2018), largement utilisés en agriculture pour protéger les cultures céréalières, maraîchères, horticoles et viticoles des moisissures phytopathogènes, mais aussi pour préserver les matériaux comme le bois ou les bulbes de plantes ornementales.

Lorsque les fongicides triazolés sont appliqués pour la préservation contre les champignons phytopathogènes ou lignivores, ils ont un impact non intentionnel sur les souches d'*A. fumigatus* naturellement présentes dans les sols et vont par pression de sélection favoriser les souches qui se seront adaptées. Les mécanismes de résistance principaux décrits chez *A. fumigatus* sont d'ailleurs également observés chez des champignons phytopathogènes, notamment *Mycosphaerella graminicola*, responsable de la septoriose du blé. Ceci entraîne, dans certaines zones, la présence importante de populations fongiques tolérantes aux fongicides et résistantes aux antifongiques triazolés médicaux, compromettant ainsi la survie des individus à risque.

Les spores d'*A. fumigatus* sont les plus aérosolisables parmi les *Aspergillus* du fait de leur structure particulière (composés hydrophobes et ornements). Les Hommes inhaleraient ainsi entre 100 et 1000 spores d'*A. fumigatus* par jour. Les domaines professionnels utilisant les triazoles constituent des foyers potentiels de développement de ces résistances, mais ces souches peuvent aussi se propager loin de ces zones. Les capacités de diffusion des souches résistantes, depuis leur lieu d'apparition (champs de céréales, cultures maraîchères, industrie du bois...) jusqu'aux populations à risque, sont probablement encore sous-estimées.

La présence d'*A. fumigatus* résistants aux triazoles dans les sols a été corrélée positivement à la présence persistante de cinq triazoles dans l'environnement (propiconazole, bromuconazole, tébuconazole, époxiconazole et difénoconazole). Mais il n'est pas exclu que d'autres molécules triazolées parmi les 30 disponibles puissent exercer une pression de sélection sur *A. fumigatus*. Ces fongicides sont utilisés à l'échelle mondiale, en particulier en Europe et en Asie, où ils représentent l'une des classes de pesticides les plus couramment utilisées. Les cas d'*A. fumigatus* résistants aux triazoles sont décrits maintenant sur tous les continents mais montrent des inégalités de distribution, l'Europe étant au centre des préoccupations. Une prévalence élevée d'*A. fumigatus* résistants aux triazoles est observée dans des prélèvements cliniques issus de patients (> 10%) et dans l'environnement aux Pays-Bas et au Royaume-Uni, mais aussi au Danemark, en Allemagne et dans l'est de la France. Certains pays comme les Pays-Bas ont d'ailleurs dû changer leur stratégie de traitement antifongique de certains patients pour faire face à ces résistances (Verweij *et al.*, 2015).

L'émergence de la résistance aux triazoles chez *A. fumigatus* dans l'écosystème terrestre est aujourd'hui un fait qui n'est plus contesté, mais de nombreuses questions demeurent non résolues. Un prérequis pour qu'il y ait résistance est que les populations fongiques doivent être présentes et pouvoir se développer dans l'environnement en question, et que les molécules triazolées soient retenues en concentration suffisante pour créer un stress chez les populations fongiques, tout en permettant que certains individus

puissent tolérer le composé, s'adapter et être ainsi sélectionnés. Ces conditions réunies définissent un *hotspot* de résistance (Schoustra *et al.*, 2019), mais aucun seuil de fongicide requis dans les sols menant à de la résistance n'a encore pu être défini.

Même si *A. fumigatus* est étudié depuis de nombreuses années, et notamment la physiopathologie des aspergilloses, peu de choses sont réellement connues quant à son écologie. Dans la bibliographie, sa niche écologique naturelle est le sol, où il survit et se développe sur des débris organiques. Cette moisissure est décrite comme étant ubiquitaire, et peut se développer dans une large gamme de niches écologiques. Mais de récents travaux en cultures de plein champ (Godeau *et al.*, 2023) montrent que cette espèce n'est pas très présente malgré des taux de matière organique qui permettraient théoriquement son développement. Par conséquent, cet environnement ne constituerait donc pas un *hotspot* de résistance, même si les fongicides azolés y sont retrouvés dans la plupart des cultures. D'autres cultures, comme les cultures maraîchères (légumes et fruits), semblent être plus concernées par la présence de souches d'*A. fumigatus* résistantes aux azolés, sans pour autant que ces cultures aient été décrites comme de véritables *hotspots* de résistance. Les *hotspots* de résistance décrits à ce jour seraient les déchets verts, les copeaux de bois et les déchets de bulbes de fleurs qui contiennent des résidus de fongicides azolés (tebuconazole, epoxiconazole et/ou prothioconazole) (Schoustra *et al.*, 2019 ; Burks *et al.*, 2021). Cette résistance, liée à ce qui est appliqué au départ sur les cultures ou dans les scieries, se retrouve jusque dans les espaces urbains par le biais de substrats (Sewell *et al.*, 2019).

Les bulbes de fleurs, et notamment ceux en provenance des Pays-Bas, ont été décrits comme sources potentielles de résistance dans plusieurs travaux et seraient une voie de transfert potentielle d'un mécanisme de résistance émergent chez un pathogène fongique majeur sur de longues distances, avec des transferts entre pays. Dans une des études au Royaume-Uni, la prévalence de la résistance était plus importante dans les centres urbains (dans les parterres de fleurs et les jardins) que dans l'environnement rural, ce qui renforce l'hypothèse selon laquelle, l'augmentation de la détection de résistance pourrait surtout être due à la distribution et la culture de plantes horticoles (Sewell *et al.*, 2019).

Une étude française a été menée en 2019 afin de déterminer si les parterres de plantes, arbres et fleurs dans l'enceinte ou à proximité d'un hôpital pouvaient constituer des sources d'*A. fumigatus* résistants aux antifongiques azolés (Godeau *et al.*, 2020). 71% des *A. fumigatus* isolés étaient en effet résistants et avaient été pour la plupart détectés dans les pots contenant des tulipes. Les bulbes provenaient des Pays-Bas (premier pays concerné par le phénomène de résistance) et avaient en effet été traités aux fongicides azolés. Aucun cas d'aspergillose avec souche résistante n'a été diagnostiqué cette année-là dans l'hôpital. Il a toutefois été décidé en collaboration avec le comité de lutte des infections nosocomiales (CLIN) et les services des espaces verts de ne planter, dans les années à venir, que des bulbes provenant de l'agriculture biologique. En 2020, des contrôles ont été réalisés (Rocchi *et al.*, 2021), le nombre de

souches résistantes était nettement moins important (< 3%) dans les pots contenant des bulbes biologiques, les quelques souches restantes étant probablement liées au fait que la terre des pots n'ait pas été changée.

Nous sommes donc face à une menace émergente où les effets non intentionnels de l'utilisation des fongicides et leur interconnectivité sont encore sous-estimés. Le cas d'*A. fumigatus* est maintenant connu, mais d'autres agents fongiques, comme les Mucorales, responsables de graves infections appelées mucormycoses, pourraient également être concernés par cette problématique de résistance aux antifongiques.

Compte tenu de leur efficacité prouvée contre les pathogènes fongiques, tant en médecine que dans l'environnement, des approches de type *One Health* doivent être menées pour comprendre le développement, la persistance et la propagation de ces agents infectieux résistants aux traitements jusque dans les espaces urbains, loin des zones de traitements afin de protéger à terme la santé des écosystèmes (incluant la faune et la flore sauvage et cultivée/élevée) et de l'Homme.

Références bibliographiques

- Burks C., Darby A., Gómez Londoño L., Momany M., Brewer M. T., 2021. Azole-resistant *Aspergillus fumigatus* in the environment: Identifying key reservoirs and hotspots of antifungal resistance, *PLoS Pathogens*, 17, e1009711.
- Fisher M. C., Hawkins N. J., Sanglard D., Gurr S. J., 2018. Worldwide emergence of resistance to antifungal drugs challenges human health and food security, *Science*, 360 (6390), 739-742.
- Godeau C., Reboux G., Scherer E., Laboissiere A., Lechenault-Bergerot C., Millon L., Rocchi S., 2020. Azole-resistant *Aspergillus fumigatus* in the hospital: Surveillance from flower beds to corridors, *American Journal of Infection Control*, 48, 702-704.
- Godeau C., Morin-Crini N., Crini G., Guillemin J. P., Voisin A. S., Dousset S., Rocchi S., 2023. Field-Crop Soils in Eastern France: Coldspots of Azole-Resistant *Aspergillus fumigatus*. *J. Fungi* (Basel), 9(6), 618. <https://doi.org/10.3390/jof9060618>
- Rocchi S., Godeau C., Scherer E., Reboux G., Millon L., 2021. One year later: The effect of changing azole-treated bulbs for organic tulips bulbs in hospital environment on the azole-resistant *Aspergillus fumigatus* rate, *Medical Mycology*, 59, 741-743.
- Schoustra S. E., Debets A. J. M., Rijs A., Zhang J., Snelders E., Leendertse P. C., Melchers W. J. G., Rietveld A. G., Zwaan B. J., Verweij P. E., 2019. Environmental hotspots for azole resistance selection of *Aspergillus fumigatus*, the Netherlands, *Emerging Infectious Disease*, 25, 1347-1353.
- Sewell T. R., Zhang Y., Brackin A. P., Shelton J. M. G., Rhodes, J., Fisher M. C., 2019. Elevated prevalence of azole resistant *Aspergillus fumigatus* in urban versus rural environments in the United Kingdom, *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 63, e00548-19.
- Snelders E., Camps S. M. T., Karawajczyk A., Schaftenaar G., Kema G. H. J., van der Lee H. A., Klaassen C. H., Melchers W. J. G., Verweij P. E., 2012. Triazole fungicides can induce cross-resistance to medical triazoles in *Aspergillus fumigatus*, *PLoS One*, 7 (3), e31801.

- Snelders E., van der Lee H. A. L., Kuijpers J., Rijs A. J. M. M., Varga J., Samson R. A., Mellado E., Donders A. R. T., Melchers W. J. G., Verweij P. E., 2008. Emergence of azole resistance in *Aspergillus fumigatus* and spread of a single resistance mechanism, *PLoS Medicine*, 5, e219.
- Verweij P. E., Ananda-Rajah M., Andes D., Arendrup M. C., Bruggemann R. J., Chowdhary A., Cornely O. A., Denning D. W., Groll A. H., Izumikawa K., 2015. International expert opinion on the management of infection caused by azole-resistant *Aspergillus fumigatus*, *Drug Resistance Update*, 21-22, 30-40.

16. Sols et parasites : le cas de l'ascaris à travers les âges

Matthieu Le Bailly, Jacques Cabaret

Introduction

Les couches les plus superficielles de la lithosphère, qui constituent les sols, stockent et véhiculent de nombreux éléments néfastes pour la santé. Parmi ces éléments, les formes de dissémination des parasites gastro-intestinaux de l'Homme et des autres animaux, œufs et kystes, s'accumulent dans la matrice tellurique, généralement le temps nécessaire pour leur maturation, et leur transfert à un nouvel hôte. Les helminthes transmis par le sol (*Soil-Transmitted Helminths* – STH) vivent dans le tube digestif, et relarguent leurs œufs, issus de la reproduction sexuée, qui sont alors mélangés avec les matières fécales de l'hôte parasité. Ces œufs, ainsi stockés dans le sol, peuvent survivre pendant plusieurs semaines, voire plusieurs années. Les ascaridés, les trichocéphales, les ankylostomidés et les strongyloïdés sont les taxons de STH les plus répandus. Dans les populations humaines, ils infestent entre 550 et 1200 millions d'individus, essentiellement dans les régions les plus chaudes et humides du globe, en Afrique, en Amérique du Sud et en Asie (WHO, 2015 ; Jourdan *et al.*, 2018). À l'inverse, dans les régions d'Europe et d'Amérique du Nord, ces infestations sont quasi absentes (Ramos do Nascimento *et al.*, 2022).

Pourtant, il suffit de remonter de quelques dizaines d'années pour constater qu'il n'en a pas toujours été ainsi. Dans un traité de parasitologie et d'hygiène datant du début du xx^e siècle, Jules Guiart (1911) dresse l'état des infestations parasitaires en France, dans les agglomérations et à la campagne. Ainsi, à Lyon, en 1891, entre 20 % et 100 % des individus, selon les classes d'âge, sont porteurs de vers digestifs. L'association la plus fréquente étant celle entre l'ascaris et le trichocéphale. En Europe, c'est en Italie que la population semble la plus touchée à cette période, avec une prévalence de 76 %. L'absence d'une réelle gestion des matières fécales, les épandages sur les zones de cultures et dans les potagers, et la pollution des zones d'approvisionnement en eaux sont, selon Guiart, à l'origine de ces infestations massives (Guiart, 1911). Il faut ajouter à cela que malgré une connaissance partielle des cycles biologiques des principaux parasites digestifs, les premières molécules antiparasitaires n'apparaîtront que bien plus tard, vers le milieu des années 1950 (cf. *infra*). Bien plus loin dans le temps, les auteurs grecs et romains tels Hippocrate, Galien, Pline, ou encore Columelle avaient relevé la présence récurrente de plusieurs taxons de parasites digestifs chez l'Homme et les animaux d'élevage en particulier, parmi lesquels l'ascaris (Dufour, 2015 ; Moulé, 1911).

La littérature n'est pas la seule voie d'accès à l'information de l'état sanitaire des populations anciennes. Ainsi, l'étude parasitologique directe d'échantillons archéologiques, prélevés sur des squelettes ou dans des structures d'accumulation de matières organiques, est un moyen précis d'aborder cette question. Cette discipline, appelée la paléoparasitologie, est une branche commune à la parasitologie et l'archéologie qui permet de renseigner de la diversité et de l'abondance relative des parasites digestifs au cours du temps, et, par voie de conséquence, conduit à retracer l'histoire des maladies parasitaires (Dittmar *et al.*, 2012 ; Ferreira *et al.*, 2014 ; Le Bailly *et al.*, 2021). Les premières données sur les parasites anciens ont été publiées au cours de la première moitié du xx^e siècle (Ruffer, 1921 ; 1910 ; Szidat, 1944). Il faudra cependant attendre la fin des années 1970 pour voir une réelle définition des contours de la discipline, en parallèle de la création des premières unités de recherche spécialisées, au Brésil tout d'abord, puis aux États-Unis et en France à la fin des années 1980, début des années 1990 (Faulkner et Reinhard, 2014 ; Ferreira *et al.*, 2014). Depuis, de très nombreuses études ponctuelles, projets et travaux de synthèse ont été publiés, et les unités de recherche dans ce domaine se sont nettement multipliées, procurant, pour certaines régions du globe, une masse importante de données sur les parasites anciens et leurs impacts sur la vie des populations du passé. En Europe, c'est en France et ses pays limitrophes que les données disponibles sont les plus nombreuses. Elles couvrent une large période allant du Mésolithique (11700 à 3 600 avant notre ère en Europe) à la période moderne, avec des données plus abondantes sur les périodes du Néolithique et de l'Antiquité (Bouchet *et al.*, 2003 ; Mitchell, 2023). Plusieurs dizaines de taxons de vers parasites du tube digestif de l'Homme et des autres animaux ont été mis en évidence, appartenant aux quatre classes d'helminthes que sont les trématodes, les cestodes, les nématodes et les acanthocéphales. Parmi eux, le trichocéphale (*Trichuris* sp.) et l'ascaris (*Ascaris* sp.) se distinguent par leur fréquence dans les études paléoparasitologiques, et souvent aussi par leur prédominance dans les assemblages parasitologiques (Anastasiou, 2015 ; Leles *et al.*, 2012 ; 2010 ; Rácz *et al.*, 2015).

Le cas de l'ascaris est particulièrement intéressant. D'une part, car le statut d'espèce n'est pas totalement défini, pour les deux ascaris proches que sont *Ascaris lumbricoides* et *A. suum*, malgré des études modernes réalisées à son sujet. D'autre part, car l'ascaris cause une maladie, l'ascaridiose, qui est en partie une zoonose (passage du ver du porc chez l'Homme et vice versa). Cette propriété est à mettre en lien avec le fait que la prévalence de ce parasite a beaucoup évolué au cours de l'histoire humaine et animale (cf. *infra*), consécutivement aux aléas climatiques et à la mise en place des mesures d'hygiène chez l'Homme et des modes d'élevage chez le porc. Pour ces raisons, nous nous intéressons plus particulièrement à l'ascaris dans la suite de ce chapitre.

L'origine de l'ascaris

Comme évoqué précédemment, il existe deux ascaris très voisins, celui de l'Homme (*A. lumbricoides*) et celui du porc (*A. suum*) (Chunhua *et al.*, 2022). Ils ne peuvent être

distingués par la morphologie ni à l'état adulte ni au stade œuf. Il est donc impossible de différencier les deux entités en paléoparasitologie par une approche classique en microscopie. Il y a eu de nombreuses controverses sur le statut d'espèce de chaque entité. Plusieurs hypothèses ont été proposées : (i) *Ascaris lumbricoides* et *Ascaris suum* ne sont pas monophylétiques (ne dérivent pas d'un ancêtre commun) et sont donc des espèces distinctes ; (ii) à la suite de la domestication des porcs, *A. suum* a infesté les humains et évolué en *A. lumbricoides* (phénomène de capture) ; (iii) à la suite de la domestication du porc, *A. lumbricoides* de l'Homme est passé chez le porc (phénomène de capture) et a évolué en *A. suum* ; (iv) ces deux espèces ne sont en fait qu'une seule et même espèce. L'hypothèse iii est en partie adossée au fait que *A. lumbricoides* est plus primitif que *A. suum* (Chunhua *et al.*, 2020). La distinction entre *A. suum* chez le porc et *A. lumbricoides* est souvent difficile car il y a des transmissions croisées (Betson *et al.*, 2014) : ainsi en Europe les ascaris semblent être d'origine porcine et des transmissions de l'Homme vers le porc sont observées en Afrique.

Les populations d'ascaris ont présenté un maximum un million d'années avant notre ère et ont ensuite décliné. Cette évolution semble similaire pour les deux espèces. Au cours de la période glaciaire ultime (de 115 000 à 11 700 ans avant notre ère), ces populations se réduisent à leur minimum historique en fin de période glaciaire (Chunhua *et al.*, 2020). Cela peut s'expliquer par les conditions de développement des œufs fécondés en œufs embryonnés, les seuils pour obtenir des œufs infestants étant : (i) un optimum de 28 à 32 °C et une forte humidité y sont favorables (Anofel, 1998) ; (ii) une température minimale de 14,5 °C est nécessaire au développement (Seamster, 1950). La prévalence actuelle de l'ascaridiose dans le monde est de 11% (Holland *et al.*, 2022). Il y a de grandes variations selon les régions : 29% en Océanie, 10% en Amérique latine, 12% en Afrique subsaharienne, 4% en Afrique du Nord, 10% en Asie (Holland *et al.*, 2022). L'infestation est très faible en Europe de l'Ouest et les prévalences les plus élevées sont trouvées en Arménie (4%), en Pologne (3%) ou en Albanie (1%) (Hotez et Gurwith, 2011).

La Préhistoire : les premières traces de l'ascaridiose

C'est au cours de la Préhistoire, durant le Néolithique (entre 10 000 et 2 500 ans avant notre ère), que sont détectées les premières preuves de la présence de l'ascaris en Europe de l'Ouest. Le Néolithique est la période durant laquelle les populations humaines se sédentarisent, et développent la domestication des plantes et des animaux. Les pratiques de chasse, de pêche et de cueillette continuent de fournir une part parfois non négligeable des apports alimentaires, mais la proximité grandissante entre les populations humaines et leurs ressources, tels l'eau et les animaux d'élevage, entretient les cycles parasitaires et favorise les échanges de pathogènes (Armélagos *et al.*, 1991; Latham, 2013). Au sujet de cette période, Zammit (2005) la qualifie de première catastrophe écologique de l'humanité, pour évoquer les profonds changements

sociétaux et comportementaux qui l'accompagnent. La néolithisation de l'Europe est issue d'un foyer qui débute aux alentours du IX^e millénaire avant notre ère, installé au Proche-Orient. Il est admis que deux routes vont contribuer à la diffusion du Néolithique vers l'ouest de l'Europe. Le premier, le courant Danubien, passant par l'Europe centrale et suivant le cours du Danube et du Rhin. Le second, le courant Cardial, évolue le long des côtes méditerranéennes (Demoule, 2009 ; Guilaine, 2013 ; Guilaine et Manen, 2007). D'après les données paléoparasitologiques disponibles pour cette période (cf. *infra*), il semble que l'ascaris suive ce second courant méditerranéen pour arriver en Europe de l'Ouest, puis s'installe en Europe septentrionale, probablement par l'intermédiaire des échanges commerciaux.

Deux sites archéologiques en Espagne, datés du Néolithique, ont fourni ces premiers indices. Le plus ancien, le site de La Draga, correspond à un village implanté au bord du lac de Banyoles. Des œufs d'ascaris ont été détectés dans des échantillons pris dans les couches d'occupation datées de plus de 7 000 ans, conservées grâce à l'humidité importante de ces niveaux de sols, témoins des pratiques agropastorales et des comportements des populations humaines (Maicher *et al.*, 2017). Le second site archéologique, Els Trocs, correspond à une grotte occupée régulièrement, et est situé dans les Pyrénées, à 1600 m d'altitude. Des œufs d'ascaris ont été mis en évidence dans des échantillons pris dans les niveaux stratigraphiques datés du milieu du V^e au IV^e millénaire avant notre ère (Hoffmann, 2019).

L'ascaris a également été mis en évidence dans des sites néolithiques correspondant à d'autres villages lacustres, situés dans les cercles alpin et jurassien, autour des lacs de Constance et de Zug en Suisse, du Federsee en Allemagne, de l'Attersee en Autriche, et des lacs de Chalain et de Clairvaux en France. Les niveaux de sols étudiés, et dans lesquels l'ascaris a été mis en évidence, couvrent une période de plusieurs siècles au cours du IV^e millénaire, de 3750 à 3100 av. J.-C. (Maicher, 2019 ; Maicher *et al.*, 2019 ; 2017). Dans ces contextes particuliers, plusieurs indices, dont certains issus des analyses paléoparasitologiques, tendent à prouver une volonté à gérer les déchets organiques (fécaux en particulier), avec des aires de stockage de ces matières au sein des villages. Ainsi à La Draga en Espagne (cf. *supra*), de même que sur le site Parkhaus-Opéra au bord du lac de Zurich en Suisse, les études montrent des zones de fortes concentrations en matières fécales d'origine humaine et animale, qui semblent être en lien avec un début de gestion des déchets (Maicher *et al.*, 2019 ; Revelles *et al.*, 2017). L'infestation humaine par l'ascaris est donc supposée dès le Néolithique. Malgré cela, la toute première mention de l'ascaris associé à des restes humains, squelettes ou corps momifiés, remonte à l'âge du Bronze. Des œufs du parasite sont retrouvés associés au squelette d'un enfant daté entre 1600 et 1500 av. J.-C., près d'Hulin en République tchèque (Sebela *et al.*, 1990). L'ascaris est également identifié durant l'âge du Fer, au cours de l'étude de coprolithes humains retrouvés dans des grottes à Hallstatt et Hallein en Autriche (Aspöck *et al.*, 2007 ; 1999 ; 1973), ou associé à des corps momifiés, retrouvés dans des tourbières, comme l'homme de Karvinden et la femme de Drobnitz en Pologne (Szidat, 1944), ou encore l'homme de Lindow en Angleterre (Jones, 1986).

Quant au trichocéphale, il est déjà présent en Europe avant l'ascaris (Bouchet *et al.*, 2003). Des œufs de *Trichuris* ont été détectés dans des échantillons de sol issus d'un site en Angleterre, à la toute fin de la période mésolithique, 5 700 ans avant notre ère (Dark, 2004), ainsi qu'associés à un squelette humain, daté entre 5210 et 4840 av. J.-C. en Suède (Bergman, 2018). Il est ensuite détecté dans la quasi-totalité des études paléoparasitologiques depuis le Néolithique, jusqu'aux périodes les plus récentes de l'histoire moderne (Le Bailly *et al.*, 2012). Au Néolithique, il est notamment retrouvé dans les restes du corps de l'homme des glaces, Ötzi, daté de 3 200 ans avant notre ère, et retrouvé dans les Alpes (Aspöck *et al.*, 1996).

L'Antiquité : le début d'une omniprésence en Europe

Nous considérerons ici l'Antiquité comme la période située entre la Préhistoire et le Moyen Âge, entre le VIII^e siècle av. J.-C. et le V^e siècle apr. J.-C. En Europe de l'Ouest, cette phase comprend la naissance de Rome et l'expansion de l'Empire romain, jusqu'à sa chute en 476, mais inclut aussi le monde et la culture de la Grèce antique, dont se sont largement inspirés les Romains à partir du début des guerres puniques (III^e-II^e siècle av. J.-C.). L'Antiquité, entre autres évolutions sociales, est caractérisée par le développement, partout dans le monde gréco-romain, de grandes villes et de l'urbanisation, avec Rome ou Pompéi bien sûr, mais aussi Athènes, Sparte ou Corinthe. C'est aussi l'époque des installations monumentales pour l'approvisionnement en eau, et des dispositifs nombreux pour l'évacuation des déchets et le contrôle de l'hygiène (Ballet *et al.*, 2003 ; Jansen *et al.*, 2011 ; Koloski-Oskow, 2015).

L'Antiquité est une des périodes pour laquelle les données disponibles en paléoparasitologie sont les plus nombreuses (Dufour, 2015). La diversité des parasites digestifs relevés est importante, avec une quarantaine de taxons différents, d'origine humaine ou animale. Cependant, à partir de cette période, les assemblages parasitologiques présentent une caractéristique commune, à savoir la prédominance de deux taxons : *Ascaris* et *Trichuris*. Ces deux STH sont classiquement associés à la notion de « péril fécal », qui rend compte du niveau d'hygiène d'une population, mais aussi de l'accès à des installations sanitaires sûres, des pratiques en matière de gestion des déchets fécaux, voire de leur utilisation en agriculture, pouvant entraîner la contamination des sources d'eau potable et des aliments poussant dans la terre (Jourdan *et al.*, 2018 ; Strunz *et al.*, 2014).

Leur distribution géographique est également la plus importante à cette période, en comparaison des autres taxons de vers digestifs relevés au cours des différentes études. Ainsi, ils sont présents depuis le sud de la vallée du Nil en Égypte et le Proche-Orient, jusqu'au nord-ouest de l'Angleterre. Ils ont été mis en évidence dans tous les contextes de fouilles archéologiques, tant sur des squelettes que dans des structures d'accumulation de matières organiques, dans des espaces fortement

urbanisés comme dans des installations rurales. *Ascaris* et *trichuris* ont été, par exemple, mis en évidence au cours d'études réalisées sur des sites romains du pourtour méditerranéen et au Proche-Orient, sur des restes squelettiques humains et dans les remplissages de nombreuses latrines (Anastasiou *et al.*, 2018 ; Dufour, 2015 ; Mitchell, 2017 ; Roche, 2022 ; Williams *et al.*, 2017). Ils ont également été détectés dans des sites archéologiques en Europe de l'Ouest, en Angleterre, en France, en Suisse et en Italie (Bouchet *et al.*, 2003).

Les mesures d'hygiène en lien avec les installations sanitaires dans les villes grecques et romaines n'ont, semble-t-il, pas permis de limiter voire d'empêcher le développement des cycles parasitaires de l'*ascaris* et du trichocéphale. Il est même probable qu'à l'inverse, certaines pratiques aient favorisé leur maintien dans les populations antiques. Ainsi, les bains eux-mêmes, dont l'eau n'était pas changée quotidiennement, l'utilisation de bâtons ou de sticks dans les latrines comme papier hygiénique, ou la fertilisation des zones de cultures ou des potagers personnels avec les matières fécales, ont été des facteurs aggravants pour la prévalence de ces parasites (Dufour, 2015 ; Le Bailly *et al.*, 2011 ; Mitchell, 2017).

Il est à noter enfin que l'extraordinaire expansion de l'Empire romain a également eu des conséquences sur la diffusion d'autres maladies parasitaires. Ainsi, Mitchell (2017) explique que certains comportements alimentaires, comme la consommation de préparations culinaires à base de poissons crus ou macérés, ont favorisé la diffusion du bothriocéphale à travers l'Europe centrale et l'Asie. Dufour *et al.* (2015) notent la progression, depuis l'Asie centrale vers l'Ouest, de l'oxyure des équidés, probablement en lien avec l'utilisation du cheval pour le transport ou l'armée.

Le Moyen Âge et la période moderne : l'histoire continue

Les données paléoparasitologiques sont également nombreuses pour le Moyen Âge (v^e-xv^e siècle apr. J.-C.) et la période moderne (xvi^e-xviii^e siècle apr. J.-C.), mais elles sont généralement plus centrées sur l'Europe de l'Ouest, en France, en Allemagne, en Angleterre et en Belgique (Mitchell, 2023). Ces données font partie, pour certaines, des plus anciennes collectées en paléoparasitologie (Jones, 1979 ; Pike et Biddle, 1966 ; Taylor, 1955). Entre la fin des années 1980 et au cours des années 1990, le laboratoire de paléoparasitologie de Reims, dirigé par Françoise Bouchet, va contribuer à de nombreuses études d'échantillons archéologiques, essentiellement dans le quart nord-est de la France et la Belgique (Bouchet *et al.*, 2003).

Du point de vue de la présence de l'ascaridiose dans les populations d'Europe, l'on assiste à un continuum dans l'omniprésence de l'*ascaris* dans les assemblages paléoparasitologiques (Mitchell, 2015 ; Rabinow *et al.*, 2023). Une étude conséquente réalisée sur le site de la place d'Armes à Namur (Belgique) a montré l'omniprésence de l'*ascaris* dans de multiples contextes datés entre le ix^e et le xix^e siècle (Da Rocha

et al., 2006). Plus récemment, une étude combinant microscopie et génétique a été menée sur près de 600 tombes issues de 7 cimetières en Europe (Allemagne, Angleterre et République tchèque), datés entre les VII^e et XVIII^e siècles. Elle a abouti aux mêmes conclusions en révélant des prévalences entre 9 et 43 % pour l'ascaris en fonction des périodes (Flammer *et al.*, 2020).

Aucun milieu social n'est épargné. Les plus riches comme les plus pauvres sont infestés par le parasite. En 2003, une étude réalisée sur les corps momifiés de deux enfants, membres de la famille royale d'Espagne, montre la présence d'ascaris et de trichuris. Les restes de la maîtresse du roi de France Charles VII, Agnès Sorel, étudiés en 2005-2006, révéleront également la présence d'œufs d'ascaris (Bouchet et Le Bailly, 2008). La présence de ce parasite fera naître l'hypothèse de l'origine de la mort de cette femme, un surdosage de mercure, traitement utilisé à l'époque contre les verminoses intestinales (Charlier, 2006). Enfin en 2013, l'étude paléoparasitologique des restes du roi d'Angleterre, Richard III, montre que les plus grands personnages de l'histoire sont aussi les victimes de l'absence de prophylaxie et de traitements efficaces contre ce parasite (Mitchell *et al.*, 2013).

De manière plus sporadique, des données proviennent d'études menées en Espagne, Italie, Suisse, Pays-Bas, Danemark, et Russie. Elles montrent que l'ascaris est partout en Europe. Dans le reste du monde, le constat est le même au Proche-Orient, où l'ascaris est détecté à Chypre et en Israël dans des sites datés des XII^e-XIII^e siècles (Anastasiou et Mitchell, 2013; Mitchell et Stern, 2001; Mitchell et Tepper, 2007) et du XVIII^e siècle (Eskew *et al.*, 2019). Il est aussi présent en Asie, en Corée du Sud et au Japon, entre les VI^e et XVII^e siècles (Han *et al.*, 2003; Matsui *et al.*, 2003; Seo *et al.*, 2008; 2007; Zhan *et al.*, 2019). Sur le continent américain, l'ascaris est relevé aux États-Unis et au Canada sur quelques sites préhistoriques, mais il est surtout détecté à partir du X^e siècle de notre ère, jusqu'aux XVIII^e-XIX^e siècles (Leles *et al.*, 2010). En revanche en Amérique du Sud, l'ascaris n'est quasiment jamais identifié par les approches classiques de microscopie. Une situation paradoxale pour laquelle plusieurs explications sont proposées comme les processus de dégradation différents, liés au climat, la destruction des œufs dans le sol par des attaques de champignons, ou l'utilisation de plantes médicinales efficaces (Leles *et al.*, 2010).

Dans la littérature de la période moderne, des mentions de l'ascaris apparaissent également. Les cliniciens reconnaissent les ascaris dans les selles, et sont parfois orientés par les symptômes. Ainsi, au XVIII^e siècle, il est noté que les helminthes sont d'une extrême fréquence chez l'Homme, et l'ascaris est le plus concerné (Biraben, 1973). L'infestation est parfois tellement massive qu'elle peut aboutir à la mort, comme cela est reporté dans les « épidémies » de Béziers (1730), Bergerac (1731), Modène (1739) ou Fougères (1757), par exemple. Les armées n'en étaient pas exemptes. Ainsi, les armées anglaises en Flandre en 1743, ou françaises à Ravenne en l'an X de la Révolution, en Pouille en 1806, en Pologne en 1807, étaient infestées par les vers digestifs, dont l'ascaris (Biraben, 1973).

La fin de l'ascaridiose humaine en France, mais pas encore en zones tropicales

L'examen parasitologique des boues d'épuration est un bon moyen pour connaître l'importance des géohelminthes et en particulier celle d'ascaris. Ainsi en France, ascaris n'est pratiquement jamais l'helminthe le plus retrouvé contrairement à ce que l'on observe dans des pays où la gestion des eaux usées est moins efficace (Cabaret *et al.*, 2002). La quasi-disparition de l'ascaridiose en France et dans les populations ouest-européennes est ainsi en lien direct avec de nombreuses innovations sanitaires et sociales. En France, c'est à partir du XIX^e siècle, sous Napoléon III, que les réseaux d'égouts se développent, d'abord à Paris, puis dans les autres villes. Le raccordement des maisons sur les réseaux d'évacuation des eaux usées s'impose petit à petit. Les eaux sont, tout d'abord, dirigées vers des champs d'épandage, puis, pendant l'entre-deux-guerres, les stations d'épuration font leur apparition (Nicourt et Girault, 2009). L'utilisation des eaux usées en agriculture sans traitement préalable est une source de contamination par des géohelminthes et en particulier ascaris, comme le montre une étude marocaine : les boues liquides ont une concentration de 0,5 œuf d'ascaris/l, les sols irrigués hébergent 13 œufs pour 100 g de sol, et certaines cultures hébergent à la récolte de 0,1 (oignon) à 0,5 œuf/kg frais (luzerne) (Khallaayoune *et al.*, 2009). Ces charges parasitaires des légumes qui paraissent faibles correspondent toutefois à des infestations de l'ordre de 18% chez les enfants de 2 à 8 ans (Bouhoum, 2009). C'est également au XIX^e siècle que la mise en place des stations d'épuration et l'acheminement de l'eau courante se développent en Europe. Là encore, d'abord dans les grandes villes, puis les plus petites et enfin les campagnes. En France, il faudra attendre la fin des années 1980 pour que la quasi-totalité de la population bénéficie de l'eau courante. Le traitement des eaux usées et la gestion de l'eau potable ont également un rôle majeur sur la prévalence de l'infestation par les ascaris. Toutefois, comme le montrent certains travaux, il faut rester vigilant quant à l'utilisation des boues issues de l'épuration des eaux usées en France. Celles-ci sont habituellement épandues, après traitement ou non, dans des zones proches des stations d'épuration. Le plus souvent ces boues sont épandues sur des cultures de maïs, mais elles sont parfois utilisées sur les pâturages. Pour ceux qui sont destinés aux bovins, il peut y avoir une infestation de ces animaux par un autre parasite digestif humain, *Tænia saginata* (ver solitaire), qui provoque la cysticercose et conduit à la saisie partielle ou totale des bovins infestés. Il a été montré qu'un temps d'attente de trois semaines après l'épandage permettait d'éviter l'infestation des bovins (Moussavou-Boussougou *et al.*, 2005). Il n'y a pas de données concernant les épandages des effluents de l'élevage porcin (lisiers) sur la contamination par des œufs d'ascaris ou d'utilisation d'eaux usées pour des pâturages destinés à des élevages de porc. Il est très vraisemblable que les mêmes règles qui s'appliquent pour la cysticercose des bovins puissent être efficaces pour l'ascaris chez le porc. Le frein essentiel pour cette réutilisation des boues d'épuration ne semble

pas être d'ordre sanitaire pour les citoyens, qui sont réticents à ce type d'utilisation, mais concerne essentiellement les nuisances associées (circulation de camions de transport, odeurs, qualité des aliments obtenus, stigmatisation des habitants) (Cabaret et Nicourt, 2009).

L'augmentation des pratiques hygiéniques au cours des siècles récents a sans doute eu un impact sur les diverses maladies. L'hygiène peut alors se définir comme des comportements humains qui visent à éviter les maladies. Curtis (2007) soutient que le dégoût face aux maladies et les comportements d'évitement sont primordiaux dans le développement de l'hygiène, et que les motivations apparaissent plus tard. L'évolution de l'hygiène a surtout été visible au cours du XIX^e siècle et au XX^e siècle, et la médecine a élargi son domaine d'action en tentant d'ajuster les gens socialement à leur environnement (Sigerist, 1956). Ces deux visions de l'hygiène ont tendance à négliger l'importance des infrastructures disponibles (toilettes et tout-à-l'égout entre autres) qui se sont mises progressivement en place (Nicourt et Girault, 2009). Une méta-analyse a montré que l'environnement sanitaire et hygiénique a une importance capitale (Strunz *et al.*, 2014). L'importance du facteur hygiénique est appréciée par les odds-ratios (ils ont une relation négative avec la prévalence de l'ascaridiose quand ils sont inférieurs à 1) : usage d'eau traitée (OR = 0,46), d'eau courante (OR = 0,40), accès à des sanitaires (OR = 0,62), lavages des mains avant de manger (OR = 0,38) ou après avoir déféqué (OR = 0,45), disposer de savon (OR = 0,53). Ces odds-ratios de chaque facteur n'impliquent pas une causalité directe mais correspondent tout de même à une réduction de l'ascaridiose. Ce ne sont sans doute pas d'ailleurs les seuls progrès de l'hygiène qui interviennent mais des facteurs de progrès social qui les englobent et les dépassent. Ainsi, la prévalence de l'ascaridiose passe de 13,3% à 0,9% pour les revenus très faibles aux revenus les plus forts, de 12,3 à 5,0 pour les niveaux les plus faibles aux plus forts de l'indice de développement humain, qui prend en compte la durée de vie en bonne santé, l'éducation, et le produit national brut du pays (Holland *et al.*, 2022). Il ne faut toutefois pas penser que la seule mise en place de latrines permet de réduire sérieusement la contamination des sols en milieu tropical. L'étude de Capone *et al.* (2022) au Mozambique indique que malgré l'existence de latrines dont les fosses sont vidées entre trois et douze mois, les sols des habitations contiennent des ascaris : 1,4 œuf viable par gramme de sol humide à l'entrée des latrines, 1,2/g dans les zones de stockages divers, 0,6/g à l'entrée de l'habitation. La contamination est due au fait que la vidange fréquente des fosses amène à la dissémination des œufs, que les enfants ont tendance à déféquer à l'extérieur des latrines, et aussi que les couches des bébés sont parfois mises à sécher dans les zones de stockage. Dans des zones pauvres du Brésil, des contaminations des sols de 0,8 œuf/g de sol étaient constatées à l'intérieur du sol de la maison, 0,3 dans la cour et 0,6 sur le site de défécation (Schulz et Kroeger, 1992). Des chiffres du même ordre ont été trouvés dans 100 habitations au Kenya (22% de sols positifs, avec 0,07-4,1 œufs/g de sol sec) et 100 également au Bangladesh (68% de sols positifs et 0,07-15,5 œufs/g de sol sec) (Steinbaum *et al.*, 2017).

Au cours des époques, plusieurs traitements sont connus, avec une efficacité parfois très limitée. Il y a 3 500 ans, les Égyptiens, par exemple, employaient l'extrait de l'écorce de racine du grenadier, qui contient de la pelletiérine, aux pouvoirs vermifuges. L'ail des ours, le chénopodium, ou le polypore du bouleau, déjà consommés au Néolithique en Europe, l'extrait de fougère aigle ou encore les graines de courges sont autant de produits consommés pour leurs propriétés anthelminthiques, et qui ont traversé les âges avant l'arrivée des molécules chimiques de synthèse. Encore en 1954, Leclerc dans son précis de phytothérapie indiquait l'existence de plantes vermifuges, des ténifuges contre le ténia (fougère mâle, citrouille et grenadier), ou des ascaricides contre l'ascaris (Tanaisie, Santoline, Pyrèthre, et Absinthe). L'utilisation de molécules de synthèse très efficaces a commencé dans les années 1950 pour les ascaris avec l'apparition sur le marché de la pipérazine, du pyrantel et du tétramisole, puis du lévamisole. Au début des années 1960, ce sont des molécules de la famille des benzimidazoles qui apparaissent (thiabendazole, flubendazole, albendazole, mebendazole) (Horton, 2000). Enfin, ce sont les lactones macrocycliques qui sont aussi utilisées (Ivermectine essentiellement) vers les années 1980-1990. Toutes ces molécules très efficaces (Conterno *et al.*, 2020) sont très peu toxiques et sont utilisées chez l'Homme mais également chez les animaux. L'existence de ces thérapeutiques explique une partie la régression des géohelminthiases et en particulier de l'ascaridiose en Europe et en Amérique du Nord. Toutefois, l'utilisation de ces traitements ne suffit pas : ainsi au Myanmar, quatre années de traitement n'ont pas abouti à réduire la prévalence de l'ascaridiose dans la population (Dunn *et al.*, 2017). Il ne faut donc pas négliger l'existence d'infrastructures, tels les toilettes et le tout-à-l'égout (Bartram et Cairncross, 2010), dans la réduction de la prévalence de cette helminthiase.

Quid de l'infestation des porcins par *Ascaris suum*?

L'infestation des porcs n'a pas suivi du tout la même évolution que celle des humains par *A. lumbricoides*. Comme pour l'Homme, l'infestation est particulièrement élevée en zone tropicale et la prévalence peut atteindre au moins 70 % (Larbi *et al.*, 2022), mais reste forte en zone tempérée, au moins 40 % (Katakam *et al.*, 2016 ; Polley et Mostert, 1980 ; Smeets *et al.*, 2021). Les porcs élevés en extérieur de façon conventionnelle ou surtout biologique (65 %) ont des prévalences légèrement plus élevées que les porcs vivants en bâtiments (40 %), sans que les différences soient très importantes en zones tempérées (Smeets *et al.*, 2021). La vie en bâtiments devrait réduire l'infestation en raison de l'évacuation des matières fécales par les caillebotis ou avec un paillage régulier, mais malgré tout on observe encore des prévalences élevées. Par exemple, une prévalence de 60 % est enregistrée au Saskatchewan sur des élevages intensifs (Polley et Mostert, 1980). Des traitements sont pratiqués par la majorité des éleveurs (65 %), parfois jusqu'à trois fois au cours des cinq à six mois d'élevage des porcs charcutiers. Les traitements ne semblent pas avoir un impact déterminant sur le

niveau d'infestation, *a contrario*, le nettoyage sous pression du sol et du bâtiment a un effet positif (Smeets *et al.*, 2021). Le nombre d'œufs d'ascaris au niveau du sol des pâturages pour les élevages biologiques atteint 10 000 œufs/kg de sol sec pour les endroits consacrés aux jeunes, alors que pour les mères il atteint à peine 4 000. Les zones de repos sont celles qui hébergent le plus d'œufs, et des œufs viables et infestants, plus que les zones de latrines. Il apparaît qu'en plus du nettoyage des bâtiments, il est nécessaire d'avoir des périodes longues de compostage des fumiers et des paillages ayant servi au repos des animaux (Katakam *et al.*, 2016). Les conditions d'hygiène ont donc un effet bien plus important que les traitements sur l'infestation des porcs.

Conclusion

Un des objectifs ultimes de la paléoparasitologie est de fournir des données sur l'évolution des parasites et des maladies infectieuses, permettre de mieux comprendre l'histoire ancienne de ces pathogènes, et par conséquent, de mieux anticiper leur évolution future. De ce point de vue, la paléoparasitologie s'intègre naturellement dans le concept *One Health* apparu au cours des années 2000, et qui ambitionne une approche globale de la santé humaine, animale et environnementale, en incluant également la composante temporelle. Ainsi, la présence de l'ascaris en Europe est établie depuis plus de 7 000 ans, et pendant près de 2 500 ans, il a été l'un des principaux parasites digestifs de l'Homme. Dans les pays développés aujourd'hui, l'ascaris a quasiment disparu grâce aux développements conjoints des mesures d'hygiène et des comportements sociaux, l'élaboration d'une chimioprophylaxie efficace, et l'évolution des connaissances scientifiques. En revanche, dans les pays moins développés et situés dans les zones tropicales, l'ascaris est loin d'avoir été éradiqué, et pose toujours un problème majeur de santé publique.

Parmi les nombreuses questions scientifiques que suscitent les parasites, en particulier l'ascaris, deux sujets se détachent. Le premier concerne le changement climatique qui s'opère depuis plusieurs années, et qui s'accompagne d'une augmentation de fréquence des périodes chaudes. Les installations et habitudes sanitaires actuelles resteront-elles suffisantes pour empêcher une recrudescence de l'ascaridiose en Europe occidentale ? Ou bien les conséquences de ce changement climatique seront-elles trop fortes et trop importantes ? Le second sujet concerne les conséquences de la réduction, voire de la quasi-disparition, de macroparasites tel l'ascaris depuis le milieu du xx^e siècle sur la santé humaine. Et si, comme le suggère Bañuls *et al.* (2013), la disparition de ces macroparasites digestifs, faiblement létaux pour l'Homme, n'était pas finalement plus un mal qu'un bien au regard de l'augmentation des maladies tels le diabète, l'asthme, les allergies, ou la maladie de Crohn. La paléoparasitologie aura un rôle à jouer pour comprendre l'évolution du micro- et du microbiote intestinal, contribuant ainsi à mieux appréhender ces phénomènes à l'avenir.

Références bibliographiques

- Anastasiou E., 2015. Parasites in European Populations from Prehistory to the Industrial Revolution. In : Mitchell P., *Sanitation, Latrines and Intestinal Parasites in Past Populations*, Ashgate, Farnham, Surrey, 203-217.
- Anastasiou E., Mitchell P. D., 2013. Human intestinal parasites from a latrine in the 12th century Frankish castle of Saranda Kolones in Cyprus, *International Journal of Paleopathology*, 3, 218-223.
- Anastasiou E., Papathanasiou A., Schepartz L. A., Mitchell P. D., 2018. Infectious disease in the ancient Aegean: Intestinal parasitic worms in the Neolithic to Roman Period inhabitants of Kea, Greece, *Journal of Archaeological Science: Reports*, 17, 860-864. <https://doi.org/10.1016/j.jasrep.2017.11.006>
- Anofel, 1998. *Parasitologie Mycologie*. 6^e édition, Format utile, Saint-Maur, 480 p.
- Armelagos G. J., Goodman A. H., Jacobs K. H., 1991. The origins of agriculture: Population growth during a period of declining health, *Population and Environment*, 13, 9-22. <https://doi.org/10.1007/BF01256568>
- Aspöck H., Auer H., Picher O., 1996. Trichuris trichiura eggs in the neolithic glacier mummy from the Alps, *Parasitology Today*, 12, 255-256.
- Aspöck H., Auer H., Picher O., 1999. Parasites and parasitic diseases in prehistoric human populations in Central Europe, *Helminthologia*, 36, 139-145.
- Aspöck H., Barth F. E., Flamm H., Picher O., 1973. Parasitäre Erkrankungen des Verdauungstraktes bei prähistorischen Bergleuten von Hallstatt und Hallein (Österreich), *Mitt. Anthropol. Ges. Wien*, 103, 41-47.
- Aspöck H., Boenke N., Kofler W., Oeggel K., Picher O., Stöllner T., 2007. The Dürnberg Miners during the Iron Age - New Results by Interdisciplinary Research, *Beiträge zur Ur- und Frühgeschichte Mitteleuropas*, 47, 109-126.
- Ballet P., Cordier P., Dieudonné-Glad N., 2003. *La ville et ses déchets dans le monde romain : rebus et recyclages*. Actes du colloque de Poitiers 19-21 septembre 2002, Archéologie et histoire romaine, éditions Monique Mergoil, Montagnac.
- Bañuls A.-L., Thomas F., Renaud F., 2013. Of parasites and men, *Infection, Genetics and Evolution*, 20, 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2013.08.005>
- Bartram J, Cairncross S., 2010. Hygiene, sanitation, and water: forgotten foundations of health, *PLoS Med.*, 7 (11), e1000367.
- Bergman J., 2018. Stone age disease in the north – Human intestinal parasites from a Mesolithic burial in Motala, Sweden, *Journal of Archaeological Science*, 96, 26-32.
- Betson M., Nejsum P., Bendall R. P., Deb R. M., Stothard J. R., 2014. Molecular Epidemiology of Ascariasis: A Global Perspective on the Transmission Dynamics of Ascaris in People and Pigs, *The Journal of Infectious Diseases*, 210, 6, 932-941.
- Biraben J.-N., 1973. Le médecin et l'enfant au XVIII^e siècle. Aperçu sur la pédiatrie au XVIII^e siècle, *Annales de démographie historique*, *Enfant et Sociétés*, 215-223.
- Bouchet F., Harter S., Le Bailly M., 2003. The state of the art of paleoparasitological research in the Old World, *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 98, 95-101.
- Bouchet F., Le Bailly M., 2008. Paleoparasitological study of Agnes Sorel: A France Kingdom Lady. In : Atoche P., Rodriguez C., Ramirez A. (eds), *Mummies and Science. World Mummies Research*, Santa Cruz de Tenerife, 669-671.

- Bouhoum K., 2009. Impact sanitaire de la réutilisation des eaux usées en agriculture à Marrakech sur les parasitoses intestinales des enfants. In : Khallaayoune K., Cabaret J. (éd.), *Traitement et réutilisation des eaux usées : impact sur la santé et l'environnement*, Rabat, Éditions de l'Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, 55-72.
- Cabaret J., Geerts S., Madeline M., Ballandonne C., Barbier D., 2002. The use of urban sludge on pastures: the cysticercosis threat, *Veterinary Research*, 33, 575-597.
- Cabaret J., Nicourt C., 2009. Les stations d'épuration et l'usage des boues : un décalage de vision entre scientifiques et citoyens. In : Khallaayoune K., Cabaret J. (éd.), *Traitement et réutilisation des eaux usées : impact sur la santé et l'environnement*, Rabat, Éditions de l'Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, 37-48.
- Capone D., Barker T., Cumming O., Flemister A., Geason R., Kim E., Knee J., Linden Y., Manga M., Meldrum M., Nala R., Smith S., Brown J., 2022. Persistent Ascaris Transmission Is Possible in Urban Areas Even Where Sanitation Coverage Is High, *Environmental Science and Technology*, 56 (22), 15969-15980.
- Charlier P., 2006. Qui a tué la Dame de Beauté ? Étude scientifique des restes d'Agnès Sorel (1422-1450), *Histoire des sciences médicales*, 40, 255-264.
- Chunhua Z., Jinping C., Hongyan N., Shan O., Xiaoping W., 2020. Study on the population evolution of Ascaris lumbricoides and Ascaris suum based on whole genome resequencing, *Veterinary Parasitology*, 279, 109062.
- Chunhua Z., Yao L., Shuai Z., Qinhuo S., Shan O., Xiaoping W., 2022. Human-type and pig-type Ascaris hybrids found in pigs, *Veterinary Parasitology*, 302, 109646.
- Conterno L. O., Turchi M. D., Corrêa I., Monteiro de Barros Almeida R. A., 2020. Anthelmintic drugs for treating ascariasis, *Cochrane Database of Systematic Reviews*, 4, art. N° CD010599.
- Curtis V. A., 2007. A natural history of hygiene. *Canadian Journal of Infectious Diseases Medicine Microbiology*, 18 (1), 11-14.
- Dark P., 2004. New evidence for the antiquity of the intestinal Trichuris (Whipworm) in Europe, *Antiquity*, 78, 676-682.
- Da Rocha G. C., Harter-Lailheugue S., Le Bailly M., Araujo A., Ferreira L. F., Maues da Serra-Freire N., Bouchet F., 2006. Paleoparasitological remains revealed by seven historic contexts from "Place d'Armes", Namur, Belgium, *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 101 (suppl. II), 43-52.
- Demoule J.-P., 2009. *La révolution néolithique dans le monde*. Paris, CNRS Éditions, Institut national de recherches archéologiques préventives (France), Cité des sciences et de l'industrie, 497 p.
- Dittmar K., Araujo A., Reinhard K. J., 2012. The study of parasites through time: Archaeoparasitology and Paleoparasitology. In : Grauer A. L. (ed), *A Companion to Paleopathology*, Wiley, 170-190.
- Dufour B., 2015. *Synthèse de données et nouvelle contribution à l'étude des parasites de l'époque romaine, et apports méthodologiques de l'extraction des marqueurs au traitement des résultats*. Thèse de doctorat, spécialité Archéologie, territoire et environnement, université de Bourgogne Franche-Comté, Besançon.
- Dufour B., Hugot J. P., Lepetz S., Le Bailly M., 2015. The horse pinworm (*Oxyuris equi*) in archaeology during the Holocene: Review of past records and new data, *Infect. Genet. Evol.*, 33, 77-83.
- Dunn J. C., Bettis A. A., Wyne N. Y., Lwin A. M. M., Lwin S. T., Su K. K., Sein M. M., Tun A., Maign N. S., Anderson R. M., 2017. A cross-sectional survey of soil-transmitted helminthiasis in two Myanmar villages receiving mass drug administration: epidemiology of infection with a focus on adults, *Parasites and Vectors*, 10, art. n° 374.
- Eskew W. H., Ledger M. L., Lloyd A., Pyles G., Gosker J., Mitchell P. D., 2019. Intestinal Parasites in an Ottoman Period Latrine from Acre (Israel) Dating to the Early 1800s CE, *Korean J Parasitol*, 57, 575-580.

- Faulkner C. T., Reinhard K. J., 2014. A retrospective examination of paleoparasitology and its establishment in the Journal of Parasitology, *Journal of Parasitology*, 100, 253-9.
- Ferreira L. F., Reinhard K. J., de Araújo A. J. G., 2014. *Foundations of paleoparasitology*. Rio de Janeiro, Fiocruz.
- Flammer P. G., Ryan H., Preston S. G., Warren S., Přichystalová R., Weiss R., Palmowski V., Boschert S., Fellgiebel K., Jasch-Boley I., Kairies M.-S., Rümmele E., Rieger D., Schmid B., Reeves B., Nicholson R., Loe L., Guy C., Waldron T., Macháček J., Wahl J., Pollard M., Larson G., Smith A. L., 2020. Epidemiological insights from a large-scale investigation of intestinal helminths in Medieval Europe, *PLOS Negl. Trop. Dis.*, 14, e0008600.
- Guiart J., 1911. *Les parasites, inoculateurs de maladies*. Paris, Ernest Flammarion.
- Guilaine J., 2013. The Neolithic Transition in Europe: some comments on gaps, contacts, arrhythmic model, genetics. In : Starnini E. (ed), *Unconformist Archaeology: Papers in Honour of Paolo Biagi*, Oxford, Archaeopress, 55-64.
- Guilaine J., Manen C., 2007. From Mesolithic to early Neolithic in the western Mediterranean. In : Whittle A., Cummings V. (ed), *Going over: the Mesolithic-Neolithic transition in North-West Europe*, Oxford, Oxford University Press, 21-51.
- Han E. T., Guk S. M., Kim J. L., Jeong H. J., Kim S. N., Chai J. Y., 2003. Detection of parasite eggs from archaeological excavations in the Republic of Korea, *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 98, 123-126.
- Hoffmann A., 2019. *Impacts de la néolithisation sur l'évolution des systèmes hôtes-parasites. Étude paléoparasitologique des sociétés mésolithiques et néolithiques dans le sud-ouest de la France et le nord-est de l'Espagne*. Thèse de doctorat, université de Toulouse, Toulouse.
- Holland C., Sepidarkish M., Deslyper G., Abdollahi A., Valizadeh S. Mollalo Mahjour S., Ghodsian S., Ardekani A., Behniafar H., Gasser R. B., Rostami A., 2022. Global prevalence of Ascaris infection in humans (2010-2021): a systematic review and meta-analysis, *Infectious Diseases and Poverty*, 11, 113.
- Horton J., 2000. Albendazole: a review of anthelmintic efficacy and safety in humans, *Parasitology*, 121(S1), S113-S132.
- Hotez P. J., Gurwith M., 2011. Europe's neglected infections of poverty, *International Journal of Infectious Diseases*, 15 (9), e611-e619.
- Jansen G. C. M., Koloski-Ostrow A. O., Moorman E. M. (eds.), 2011. *Roman Toilets: Their Archaeology and Cultural History*. Leuven, Belgium, Peeters Press.
- Jones A. K. G., 1979. Parasite remains from "Oslogate 7". In : Schia, E. (ed), *De Arkeologiske Utgravninger i Gamblebyen Oslo*, Alvheim og Eide, Oslo, 138-139.
- Jones A. K. G., 1986. Parasitological Investigations on Lindow Man. In : Stead I. M., Bourke J. B., Brothwell D. (eds), *Lindow Man, The Body in the Bog*, Book Club Associates, London, 136-139.
- Jourdan P. M., Lamberton P. H. L., Fenwick A., Addiss D. G., 2018. Soil-transmitted helminth infections, *The Lancet*, 391, 252-265.
- Katakam K. K., Thamsborg S. M., Dalsgaard A., Kyvgaard N. C., Mejer H., 2016. Environmental contamination and transmission of Ascaris suum in Danish organic pig farms, *Parasites Vectors*, 9, 80.
- Khallaayoune K., Ziad H., Lahdi E. K., Cabaret J., 2009. Réutilisation des eaux usées brutes en agriculture au Maroc : risque de contamination des cultures et du sol par des œufs d'helminthes. In : Khallaayoune K., Cabaret J. (éd.), *Traitement et réutilisation des eaux usées : impact sur la santé et l'environnement*, Rabat, Éditions de l'Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, 103-111.
- Koloski-Ostrow A. O., 2015. *The Archaeology of Sanitation in Roman Italy: Toilets, Sewers, and water Systems*. University of North Carolina Press, Chapel Hill, USA.

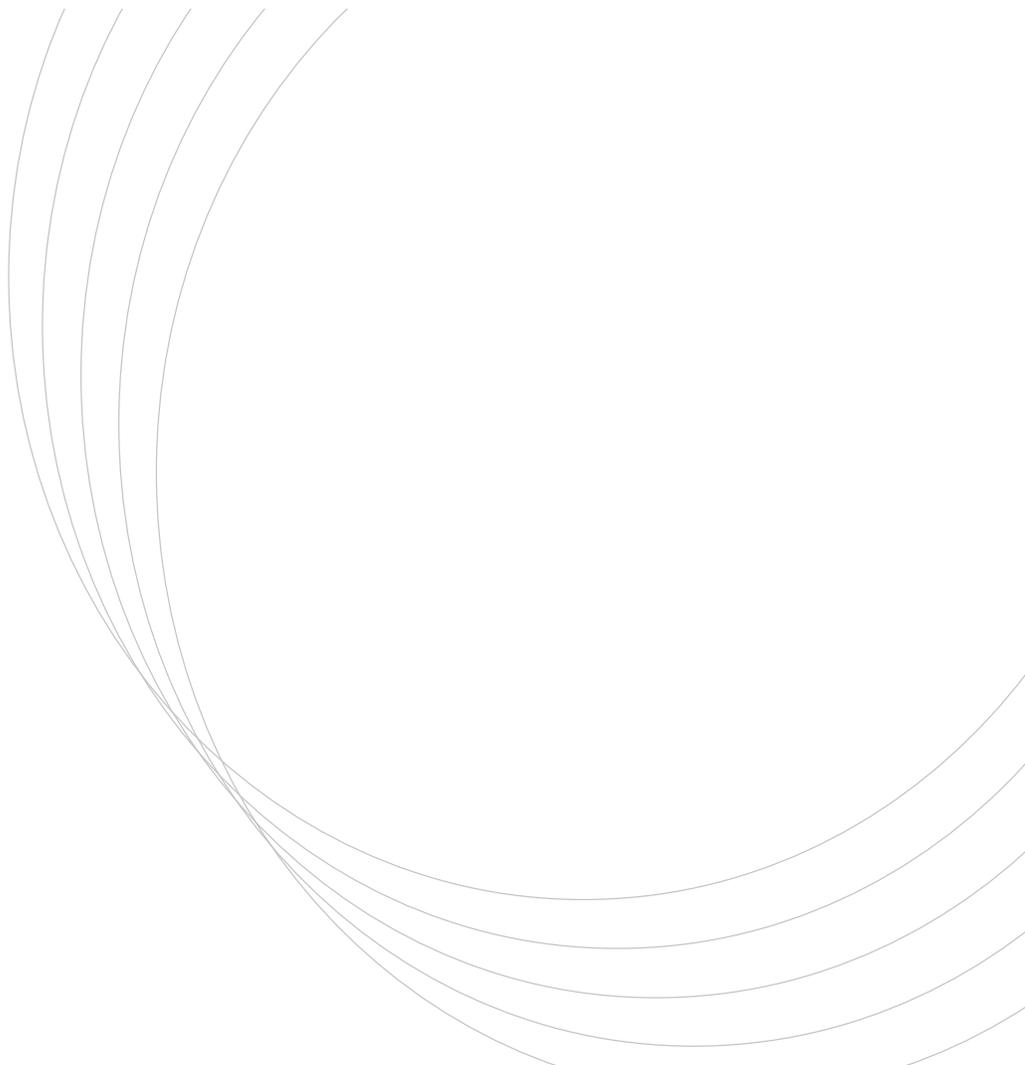
- Larbi J. A., Addo S. O., Oforu-Amoako G., Offong U. C., Odurah E. M., Akompong S. K., 2022. Burdens of *Ascaris* spp. and *Cryptosporidium* spp. parasites in farm pigs in Ghana, *Veterinary Medicine and Science.*, 8 (3), 1119-1125.
- Latham K. J., 2013. Human Health and the Neolithic Revolution: an Overview of Impacts of the Agricultural Transition on Oral Health, Epidemiology, and the Human Body, *Nebraska Anthropologist*, 187, 98-102.
- Le Bailly M., Dufour B., Bouchet F., 2011. La paléoparasitologie en période gallo-romaine. In : Gourevich D. (éd.), *Pour une archéologie de la médecine romaine*, De Boccard, Paris, 67-68.
- Le Bailly M., Landolt M., Bouchet F., 2012. First world war german soldier intestinal worms: an original study of a trench latrine in France, *J Parasitol*, 98, 1273-5.
- Le Bailly M., Maicher C., Roche K., Dufour B., 2021. Accessing Ancient Population Lifeways through the Study of Gastrointestinal Parasites: Paleoparasitology, *Applied Sciences*, 11, 4868.
- Leclerc H., 1954. *Précis de phytothérapie. Thérapeutique par les plantes françaises*. Paris, Masson et Cie, 363 p.
- Leles D., Gardner S. L., Reinhard K., Iniguez A., Araujo A., 2012. Are *Ascaris lumbricoides* and *Ascaris suum* a single species?, *Parasit Vectors*, 5, 42.
- Leles D., Reinhard K. J., Fugassa M., Ferreira L.F., Iniguez A. M., Araujo A., 2010. A parasitological paradox: Why is ascarid infection so rare in the prehistoric Americas?, *Journal of archaeological science*, 37, 1510-1520.
- Maicher C., 2019. *Évolution des relations homme/parasite/environnement au Néolithique : Approche intégrée et premiers essais de spatialisation sur les sites lacustres européens*. Thèse de doctorat, spécialité Archéologie, Bourgogne Franche-Comté, Besançon.
- Maicher C., Bleicher N., Le Bailly M., 2019. Spatializing data in paleoparasitology: Application to the study of the Neolithic lakeside settlement of Zürich-Parkhaus-Opéra, Switzerland, *The Holocene*, 29, 1198-1205.
- Maicher C., Hoffmann A., Côté N. M., Palomo Pérez A., Saña Seguí M., Le Bailly M., 2017. Paleoparasitological investigations on the Neolithic lakeside settlement of La Draga (Lake Banyoles, Spain), *The Holocene*, 095968361770223.
- Matsui A., Kanehara M., Kanehara M., 2003. Palaeoparasitology in Japan - Discovery of toilet features, *Mem Inst Oswaldo Cruz*, 98, suppl. 1, 127-36.
- Mitchell P. D. (éd), 2015. *Sanitation, latrines and intestinal parasites in past populations*. Ashgate, Farnham, Surrey, Burlington.
- Mitchell P. D., 2017. Human parasites in the Roman World: health consequences of conquering an empire, *Parasitology*, 144, 48-58.
- Mitchell P. D., 2023. *Parasites in past civilizations and their impact upon health*. New York, Cambridge, Cambridge University Press.
- Mitchell P. D., Stern E., 2001. Parasitic intestinal helminth ova from the latrines of the 13th century crusader Hospital of St. John in Acre, Israel. In : La Verghetta M., Capasso L. (eds.), *Proceedings of the XIIIth European Meeting of the Paleopathology Association*, Edigraphital, 207-213.
- Mitchell P. D., Tepper Y., 2007. Intestinal parasitic worm eggs from a crusader period cesspool in the city of Acre (Israel), *Levant*, 39, 91-95.
- Mitchell P. D., Yeh H.-Y., Appleby J., Buckley R., 2013. The intestinal parasites of King Richard III, *The Lancet*, 382, 888.
- Moulé L., 1911. Parasitologie dans la littérature antique. II, Les parasites du tube digestif, *Archives de parasitologie*, 14, 353-383.

- Moussavou-Boussougou M., Geerts S., Madeline M., Ballandonne C., Barbier D., Cabaret J., 2005. Sewage sludge or cattle slurry as pasture fertilisers: comparative cysticercosis and trichostrongylosis risk for grazing cattle, *Parasitology Research*, 97, 27-32.
- Nicourt C., Girault J. M., 2009. Une histoire des boues : le sort des vidanges à Paris au XIX^e siècle et les difficultés du passage de l'amendement agricole à l'épuration. In : Khallaayoune K., Cabaret J. (éd.), *Traitement et réutilisation des eaux usées : impact sur la santé et l'environnement*, Rabat, Éditions de l'Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, 7-20.
- Pike A. W., Biddle M., 1966. Parasite eggs in medieval Winchester, *Antiquity*, 40, 293-296.
- Polley L. R., Mostert P. E., 1980. *Ascaris suum* in Saskatchewan pigs: an abattoir survey of prevalence and intensity of infection, *Canadian Veterinary Journal*, 21 (11), 307-9.
- Rabinow S., Deforce K., Mitchell P. D., 2023. Continuity in intestinal parasite infection in Aalst (Belgium) from the medieval to the early modern period (12th-17th centuries), *International Journal of Paleopathology*, 41, 43-49.
- Rácz S. E., De Araújo E. P., Jensen E., Mostek C., Morrow J. J., Van Hove M. L., Bianucci R., Willems D., Heller F., Araújo A., Reinhard K. J., 2015. Parasitology in an archaeological context: analysis of medieval burials in Nivelles, Belgium, *Journal of archaeological science*, 53, 304-315.
- Ramos do Nascimento I. C., Ramos R. A. N., de Macedo L. O., de Carvalho G. A., Alves L. C., 2022. The application of the FLOTAC technique for detection of helminth eggs of medical and veterinary importance in soil samples, *Experimental Parasitology*, 242, 108379.
- Revelles J., Burjachs F., Morera N., Barceló J. A., Berrocal A., López-Bultó O., Maicher C., Le Bailly M., Piqué R., Palomo A., Terradas X., 2017. Use of space and site formation processes in a Neolithic lakeside settlement. Pollen and non-pollen palynomorphs spatial analysis in La Draga (Banyoles, NE Iberia), *Journal of Archaeological Science*, 81, 101-115.
- Roche K., 2022. *Contribution à la paléoparasitologie du bassin méditerranéen antique. Hygiène, alimentation et environnement, une approche microscopique et paléogénétique*. Thèse de doctorat, spécialité Sciences archéologiques, université de Bordeaux-Montaigne, Bordeaux.
- Ruffer M. A., 1910. Note on the presence of "Bilharzia haematobia" in Egyptian mummies of the twentieth dynasty, *The British Medical Journal*, 16, 65.
- Ruffer M.A., 1921. *Studies in the palaeopathology of Egypt*. Chicago, The University of Chicago Press.
- Schulz S., Kroeger A., 1992. Soil contamination with *Ascaris lumbricoides* eggs as an indicator of environmental hygiene in urban areas of north-east Brazil, *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 95 (2), 95-103.
- Seamster A. P., 1950. Developmental studies concerning the eggs of *Ascaris lumbricoides* var. *suum*, *Am Midl Nat.*, 43, 450-70.
- Sebela L., Vojtkovd L., Vojtek J., 1990. Intestinal Parasites in Man of old Bronze Age, *Anthropologie*, 28, 105-107.
- Seo M., Guk S.-M., Kim J., Chai J.-Y., Bok G. D., Park S. S., Oh C. S., Kim M. J., Yi Y. S., Shin M. H., Kang I. U., Shin D. H., 2007. Paleoparasitological Report on the Stool from a Medieval Child Mummy in Yangju, Korea, *Journal of Parasitology*, 93, 589-592.
- Seo M., Shin D. H., Guk S.-M., Oh C. S., Lee E.-J., Shin M. H., Kim M. J., Lee S. D., Kim Y.-S., Yi Y. S., Spigelman M., Chai J.-Y., 2008. *Gymnophalloides seoi* Eggs from the Stool of a 17th Century Female Mummy Found in Hadong, Republic of Korea, *Journal of Parasitology*, 94, 467-472.
- Sigerist H.C., 1956. *Landmarks in the history of Hygiene*. London, Oxford University Press, 78 p.
- Smeets F., Demarche F.-X., Petitjean T., Quinet C., Dalle S., Laitat M., 2021. Détection d'*Ascaris suum* à l'abattoir par coprologie, sérologie et scoring des foies de porcs charcutiers plein air, bio ou élevés en bâtiment, engraisés en Wallonie, *Journées de la Recherche Porcine*, 53, 427-428.

- Steinbaum L., Kwong L. H., Ercumen A., Negash M. S., Lovely A. J., Njenga S. M., Boehm A. B., Pickering A. J., Nelson K. L., 2017. Detecting and enumerating soil-transmitted helminth eggs in soil: New method development and results from field testing in Kenya and Bangladesh, *PLoS Negl Trop Dis.*, 5, 11 (4), e0005522.
- Strunz E. C., Addiss D. G., Stocks M. E., Ogden S., Utzinger J., Freeman M. C., 2014. Water, sanitation, hygiene, and soil-transmitted helminth infection: a systematic review and meta-analysis, *PLoS Med.*, 11 (3), e1001620.
- Szidat L., 1944. Über die Erhaltungsfähigkeit von Helmintheneiern in Vor- und Frühgeschichtlichen Moorleichen, *Zeitschrift für Parasitenkunde*, 13, 265-274.
- Taylor E. L., 1955. Parasitic Helminths in Mediaeval Remains, *Veterinary Records*, 67, 216-219.
- WHO, 2015. *Investing to overcome the global impact of neglected tropical diseases. Third WHO report on neglected tropical diseases.* Geneva, World Health Organization.
- Williams F. S., Arnold-Foster T., Yeh H.-Y., Ledger M. L., Baeten J., Poblome J., Mitchell P. D., 2017. Intestinal parasites from the 2nd–5th century AD latrine in the Roman Baths at Sagalassos (Turkey), *International Journal of Paleopathology*, 19, 37-42.
- Zammit J., 2005. Les conséquences écologiques de la néolithisation dans l'histoire humaine, *Bulletin de la Société préhistorique française*, 102, 371-379.
- Zhan X., Yeh H.-Y., Shin D. H., Chai J.-Y., Seo M., Mitchell P. D., 2019. Differential Change in the Prevalence of the *Ascaris*, *Trichuris* and *Clonorchis* infection Among Past East Asian Populations, *The Korean J. of Parasitol.*, 57, 601-605.

PARTIE IV

Les seuils et usages pour une ville plus saine



Introduction

La gestion des sols pour une ville plus saine

Ronald Charvet, Élisabeth Rémy, Christian Mougin

L'usage que nous avons fait de nos sols est à l'origine de leur mauvais état. Leur dégradation, causée par l'imperméabilisation, l'érosion, l'appauvrissement en matière organique, le tassement, l'augmentation de la salinité et bien entendu la pollution, ont eu pour conséquence des impacts parfois irréversibles sur la fertilité, la biodiversité, le rôle épurateur, la capacité à stocker du carbone et donc *in fine* à maintenir les nombreuses fonctions des sols.

Comment réussir à changer de modèle vers une ville durable, plus résiliente et plus végétalisée à partir de ces héritages? Tel est le défi qui s'offre à nous et que nous avons souhaité illustrer à travers les chapitres qui suivent. Il apparaît important de redonner aux sols leur place au centre de nos écosystèmes, de notre santé et de nos stratégies. La désimperméabilisation des sols, la renaturation des friches doivent nous réinterroger sur les atouts, mais aussi sur les limites de ces sols, et donc sur la gestion que nous devons ou pouvons collectivement mettre en place. Cette gestion, empreinte de bilans coût/avantage (qui restent à discuter), doit pourtant répondre à l'ensemble des aspects environnementaux, sociaux, politiques, économiques sans oublier les enjeux sanitaires. Nous verrons alors des exemples d'avancées et de guides établis pour garantir la compatibilité des usages avec la qualité des sols urbains ou des terres excavées, et leur bonne traçabilité.

Cette partie permet ainsi d'aborder les avancées dans la gestion des sols de l'échelle européenne avec le projet de directive visant la surveillance de la qualité des sols, jusqu'à la mise en place de guides ou d'initiatives à l'échelle régionale ou locale. Ces outils en construction ont vocation à aider les collectivités, les aménageurs, les citoyens à mieux connaître les sols et à les gérer en donnant des repères/normes de qualité, des seuils de gestion ou des valeurs repères pour permettre la réutilisation des terres excavées.

Le sol n'est donc pas seulement un milieu essentiel à la santé globale, il est aussi un enjeu des politiques actuelles de l'aménagement de notre territoire, d'opportunités économiques ou de recherche et, à ce titre, il est donc soumis à des intérêts ou des dogmes qu'il convient de réinterroger. L'un des enjeux est de mieux comprendre la façon dont les normes et les valeurs repères sont élaborées, et ce qui se joue à l'intérieur des comités d'experts, discussions en général peu accessibles aux publics/usagers.

In fine, la santé des sols c'est aussi l'opportunité de mobiliser les usagers, les gestionnaires et la recherche autrement pour que le sol devienne encore davantage l'affaire de tous.

17. La santé des sols au centre de la nouvelle stratégie de l'Union européenne

Luca Montanarella

La Commission a présenté le 17 novembre 2021 une nouvelle stratégie de l'Union européenne (UE) en faveur des sols, un résultat important du pacte vert pour l'Europe et de la stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030 pour faire face aux crises concernant le climat et la biodiversité. Des sols sains sont à la base de 95 % des aliments que nous consommons ; ils abritent plus de 25 % de la biodiversité dans le monde, et représentent le plus grand réservoir de carbone terrestre de la planète. Pourtant, 70 % des sols de l'UE ne sont pas en bon état. La stratégie établit un cadre comportant des mesures concrètes pour la protection, la restauration et l'utilisation durable des sols, et propose un ensemble de mesures à la fois volontaires et juridiquement contraignantes. Cette stratégie vise à augmenter la teneur en carbone des sols dans les terres agricoles, à lutter contre la désertification, à restaurer les terres et les sols dégradés, et à faire en sorte que, pour 2050, tous les écosystèmes des sols soient en bon état.

La stratégie appelle à garantir le même niveau de protection des sols que celui appliqué pour l'eau, l'environnement marin et l'air dans l'UE. Elle passe par une proposition, pour 2023, contenant une nouvelle législation sur la santé des sols, à l'issue d'une analyse d'impact et d'une large consultation des parties prenantes et des États membres. La stratégie mobilise également l'engagement sociétal et les ressources financières nécessaires, les connaissances partagées, et promeut des pratiques et un suivi durable en matière de gestion des sols, en soutenant l'ambition de l'UE tournée vers une action mondiale sur les sols.

Un sol sain est un sol en bonne santé chimique, biologique et physique et est par conséquent à même de fournir en permanence le plus grand nombre possible de ces services écosystémiques : assurer la production d'aliments et de biomasse, y compris dans les secteurs de l'agriculture et de la foresterie ; protéger les nappes aquifères en absorbant, en stockant et en filtrant l'eau, et en transformant les éléments nutritifs et autres substances ; fournir les éléments essentiels à la vie et à la biodiversité, y compris les habitats, les espèces et les gènes ; jouer le rôle de réservoir de carbone ; servir de plateforme pour les activités humaines et constituer un élément du patrimoine culturel ; être une source de matières premières ; constituer une archive du patrimoine géologique, géomorphologique et archéologique.

Bien qu'il existe une grande variété de sols au sein de l'UE, ils présentent néanmoins un ensemble de caractéristiques communes. Celles-ci permettent de définir des plages

de valeurs ou des seuils communs au-delà desquels les sols ne peuvent plus être considérés comme étant en bonne santé. Il conviendra d'établir ces indicateurs de l'état de santé des sols et les plages de valeurs à atteindre d'ici à 2050 pour assurer la bonne santé des sols et de s'entendre sur leur définition. L'UE devra les prendre en considération au moment d'élaborer la législation sur la santé des sols afin d'uniformiser les règles et d'assurer un niveau élevé de protection de l'environnement et de la santé. L'Observatoire européen des sols¹ fournit un état des lieux de la santé des sols.

L'absence de législation européenne spécifique en la matière a été mise en avant par beaucoup² comme étant en grande partie responsable de l'état alarmant de nos sols. En effet, cette dégradation a des répercussions qui dépassent les frontières nationales et l'inaction d'un État membre peut entraîner une dégradation de l'environnement dans un autre État membre. De même, la dégradation des sols ainsi que la réponse inégale et fragmentée des États membres pour y faire face ont donné lieu à des conditions inégales pour les opérateurs économiques qui se voient imposer des règles différentes en matière de protection des sols alors qu'ils se livrent concurrence sur le même marché.

Il est essentiel de disposer de davantage de connaissances sur les sols et de données de meilleure qualité, et d'en faire usage. L'accès aux données de recherche sur les sols sera facilité par la création d'une base de données propre au pacte vert³ et par la mise en œuvre de la mission Horizon Europe : « Un pacte pour des sols sains en Europe ». S'appuyant sur la directive INSPIRE (infrastructure d'information géographique dans la Communauté européenne)⁴, des normes ouvertes pour les données devraient améliorer l'interopérabilité des cadres nationaux, communautaires et mondiaux de surveillance des sols.

Les technologies numériques offrent de nouvelles possibilités encore inexploitées pour surveiller les pressions exercées sur les sols et les terres ainsi que leur état de santé. Nos connaissances sur ce sujet ont énormément évolué au cours de cette dernière décennie grâce à l'observation de la Terre, en particulier grâce aux systèmes radars et aux capteurs hyperspectraux, à la télédétection et à de nouvelles techniques telles que l'analyse de l'ADN des organismes présents dans les sols.

Copernicus, le programme d'observation de la Terre de l'Union européenne, et son service de surveillance des terres⁵ continueront de fournir des données sur les variables biogéophysiques, la couverture terrestre et l'utilisation des terres au sein de l'UE et en dehors. Ces activités joueront un rôle fondamental dans la recherche et l'utilisation novatrices des sols. Grâce à ces activités, il sera également possible de recourir de plus

1. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/>

2. Le Parlement européen, la Cour des comptes européenne, le Comité européen des régions et l'Agence européenne de l'environnement (AEE) dans son rapport intitulé « L'environnement en Europe : état et perspectives 2020 ».

3. Une stratégie européenne pour les données, COM(2020)66.

4. Directive INSPIRE 2007/2/CE.

5. Service de surveillance terrestre Copernicus (CLMS).

en plus à l'apprentissage automatique et d'utiliser davantage l'intelligence artificielle des systèmes de détection (tels que ceux utilisés dans l'agriculture de précision) et des appareils de mesure de terrain (par exemple, des spectromètres portables, des dispositifs portables d'extractions d'ADN ou encore des outils d'analyse chimique sur site). L'Observatoire européen des sols⁶ a récemment été lancé afin d'aider à mettre en place un système de surveillance à l'échelle de l'UE, en vertu de la directive INSPIRE et en lien avec les rapports nationaux établis au titre de la directive relative aux plafonds d'émission⁷ et du règlement sur l'UTCATF⁸. La mise en œuvre de l'Observatoire européen des sols inclut de : recenser, avec la contribution du programme commun européen sur la gestion des sols agricoles⁹, les lacunes en matière de surveillance des sols, en concertation avec les États membres et les principales parties prenantes ; mettre au point un tableau de bord¹⁰ pour le suivi des sols, qui regroupe un ensemble d'indicateurs fiables intégrant les tendances et les prévisions ; dresser un inventaire communautaire du biote du sol, afin de surveiller et de mieux comprendre la biodiversité des sols.

Connaître l'état de santé des sols est essentiel pour les agriculteurs, les forestiers et les propriétaires fonciers, mais aussi pour les banques, les autorités publiques et de nombreux autres acteurs. De plus en plus de secteurs, tels celui de la finance et de l'industrie, souhaitent disposer d'un indice de qualité des sols affiné. Certains États membres ont mis au point des certificats de salubrité des sols à fournir lors des transactions foncières afin d'informer adéquatement les acheteurs. Parallèlement, les secteurs public et privé ont élaboré et soutenu par des investissements des approches axées sur les résultats, encourageant des pratiques ayant un effet concret sur la santé des sols, la biodiversité, la capacité des sols à stocker le carbone, etc.

Avec des sols en bonne santé, l'UE sera plus résiliente et moins vulnérable au changement climatique. Étant donné le rôle crucial qu'ils jouent dans le cycle de l'eau, ceux-ci sont également un allié indispensable dans l'adaptation au changement climatique. Les sols, lorsqu'ils ont une capacité élevée à retenir l'eau, réduisent les effets des inondations et diminuent les répercussions négatives des sécheresses.

Les sols sont un partenaire majeur dans une économie circulaire qui se veut efficace sur le plan des ressources puisqu'il s'agit probablement de la plus grande machine de recyclage de la planète : ils recyclent l'eau, le carbone et les nutriments, et sont à même de décomposer et de filtrer les polluants. Il y a néanmoins une limite à la capacité de filtration et d'acceptation des polluants par les sols. Il s'agit d'un problème bien connu depuis l'apparition de l'expression « bombes chimiques à retardement » dans les années 1970. En effet, les variations du pH du sol peuvent libérer des polluants

6. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/euso>

7. Article 9 de la directive 2016/2284 concernant la réduction des émissions nationales.

8. Règlement (UE) 2018/841 relatif à l'utilisation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie.

9. European Joint Programme SOIL – Towards climate-smart sustainable management of agricultural soils.

10. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/euso/euso-dashboard>

précédemment piégés par les particules d'argile. Il existe une abondante littérature à ce sujet. En outre, les sédiments sont utilisés comme matière première dans de nombreux secteurs de l'économie ; c'est par exemple le cas du sable, du gravier ou de l'argile utilisés dans l'industrie de la construction. Cependant, la formation des sols est si lente qu'il convient d'en faire usage avec prudence. La priorité accordée à l'utilisation circulaire des terres par rapport à l'aménagement d'espaces verts limitera la pression intense exercée par l'imperméabilisation des sols et par l'artificialisation des terres. Les sols destinés aux terrains de loisirs sont l'un des rares cas où la plupart des législations nationales ont fixé des normes pour la qualité des sols afin de prévenir les conséquences sur la santé des enfants.

Les sols constituent la base des bâtiments et des infrastructures. Cependant, lorsqu'ils sont imperméabilisés pour y ériger des constructions, tous les services écosystémiques essentiels fournis par ces sols sont irréversiblement perdus, exposant ainsi les villes à des pics d'inondation plus élevés et à des effets d'îlot thermique plus intenses. La dégradation des terres et celle des sols sont étroitement liées car le terme « terres » renvoie à ce qui se trouve en surface, tandis qu'on entend par « sols » les ressources naturelles qui gisent en dessous. Les terres et les sols sont fragiles et leurs ressources limitées sont soumises à une soif d'espace sans cesse croissante : l'étalement urbain et l'imperméabilisation des sols épuisent la nature et transforment des écosystèmes précieux en déserts de béton. Ce processus affecte souvent les sols les plus fertiles et entame la possibilité pour les agriculteurs et les sylviculteurs de gagner leur vie décemment.

La stratégie de l'UE pour les sols à l'horizon 2030¹¹ définit un cadre et des mesures concrètes visant à protéger et à restaurer les sols, ainsi qu'à s'assurer qu'ils sont utilisés de manière durable. Elle établit une vision et des objectifs pour atteindre des sols sains d'ici 2050, avec déjà des actions concrètes pour 2030. Cette stratégie annonce également l'entrée en vigueur d'une nouvelle loi sur la santé des sols prévue en 2023 afin de garantir des conditions de concurrence équitables et un niveau élevé de protection de l'environnement et de la santé.

La nouvelle stratégie de l'UE pour les sols à l'horizon 2030 constitue un élément clé de la stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030. Elle contribuera à l'atteinte des objectifs du pacte vert pour l'Europe. Des sols sains sont essentiels pour atteindre la neutralité climatique, une économie propre et circulaire et stopper la désertification et la dégradation des terres. Ils sont également nécessaires pour inverser la perte de biodiversité, assurer une alimentation saine et protéger la santé humaine.

11. COM/2021/699 final : Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions. Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030 : « Récolter les fruits de sols en bonne santé pour les êtres humains, l'alimentation, la nature et le climat ». https://environment.ec.europa.eu/topics/soil-and-land/soil-strategy_fr

18. L'élaboration de valeurs repères sur les sols (péri)urbains : entre partage de connaissances et production d'ignorances

Élisabeth Rémy, Marine Canavese

Introduction

Depuis quelques années, de nouveaux usages (alimentaires, récréatifs) se projettent sur les sols (péri)urbains alors qu'ils sont, à des degrés divers, plus ou moins contaminés (cf. partie I). La question de la contamination des sols urbains et périurbains prend ainsi une importance nouvelle. Elle interroge la capacité des acteurs concernés à s'organiser collectivement pour produire des connaissances et des référentiels partagés, d'autant qu'en France, il n'existe pas de valeurs réglementaires définissant qu'un sol est compatible ou non pour un usage donné. De plus, le sol n'a pas la même signification ni le même usage pour l'élu, l'urbaniste ou le géologue, le juriste ou le financier, l'agronome ou l'écologue, le géochimiste, l'usager ou encore l'aménageur. De nombreux débats portent alors sur ces valeurs de gestion destinées à orienter les usages.

Des travaux en sciences sociales sur la fabrique de l'ignorance (Henry, 2017 ; 2021 ; Jouzel, 2019 ; Dedieu *et al.*, 2015 ; Proctor, 2014 ; Boudia, 2019) nous éclairent, et nous questionnent, sur des formes plus ou moins involontaires de production d'ignorances. Ils montrent notamment la manière dont les organismes chargés d'évaluer les risques sont structurellement dépendants de disciplines et d'instruments scientifiques ou techniques qui orientent la manière de les voir ou de ne pas les voir (Halpern *et al.*, 2014 ; Jouzel, 2020). Rendre mesurable un danger sous-entend qu'on le rendrait contrôlable, quitte à simplifier la réalité, voire à sous-estimer la part d'incertitudes dans les calculs dont les modalités restent souvent opaques pour les publics concernés (Barbier *et al.*, 2020). Or, réduire la « complexité écologique » (Frickel et Vincent, 2007) suppose de faire des choix, de décider ou non de prendre en compte le fait que l'on ne sait pas encore suffisamment pour décider. Il est donc important, pour mieux définir les contours des politiques de santé environnementale en France, de ramener les normes aux modalités de leur production. Et les sols (péri)urbains contaminés interrogent en tout point les dynamiques de construction d'un problème de santé environnementale : tant la complexité scientifique du problème environnemental, un manque de sensibilisation et en conséquence un intérêt collectif moindre pour ce

compartiment de l'environnement, que le passage – récent et frileux – d'un problème environnemental à une question de santé publique (Canavese et Frioux, 2019).

Nos recherches à l'échelle nationale conduisant à retracer une sociohistoire des sols pollués (péri)urbains en France nous ont permis de mieux saisir les enjeux des débats autour des valeurs de gestion attribuées aux sols contaminés, avec un regard historique ; mais aussi avec un regard sociologique contribuant à mieux analyser les différentes casquettes (Henry, 2011 ; Vinck, 2007 ; Ronsin, 2018) et postures des experts chargés de discuter de ces normes.

Normes que l'on retrouve sous des appellations différentes selon leur statut juridique et selon le locuteur concerné : « valeurs guides », « valeurs de référence », « valeurs repères », « seuils de gestion »¹. Nous tenterons dans cet article d'éclaircir la manière dont les acteurs institutionnels et certains experts investis dans la vigilance des risques (et leur gestion) établissent les valeurs repères, et dans quel contexte ces valeurs peuvent devenir des normes d'action (Coutellec, 2015). Notre objectif est de proposer des éléments de compréhension sur la manière dont ces sols (péri)urbains peuvent faire l'objet à la fois de production de connaissances et d'ignorances.

Pour répondre à ces questionnements, notre travail se fonde sur notre participation à des collectifs d'experts² ou à des situations d'expertise et une implication depuis plusieurs années au sein de différents programmes de recherche interdisciplinaires³ associant sciences biotechniques et sciences sociales. Ceci nous a permis d'analyser ce qui se joue au sein de ces comités et de rendre compte d'une complexité qui n'apparaît que difficilement au grand public.

Cet article est aussi l'occasion de réinterroger des questions éthiques plus larges, notamment du lien entre le public et le privé autour de la question de l'évaluation des risques, et de la manière dont les frontières fines entre la science et l'expertise (Latour, 1999 ; 2005) sont mises en scène dans ces arènes confinées que sont les comités d'experts et les comités de pilotage⁴.

Il semble important de rappeler que d'anciens agronomes⁵ qualifiaient, il y a peu encore, le sol urbain de « non-sol » vu sa composition extrêmement hétérogène (comprenant

1. Nous parlerons ici de valeurs repères, terme le plus souvent utilisé.

2. Dans le cadre du troisième plan régional santé environnement (PRSE3), nous avons pu analyser la construction de référentiels – notamment en lien avec le jardinage collectif urbain – à travers le positionnement des parties prenantes impliquées, notamment services d'État, agences régionales de santé, monde de la recherche, experts, et ce de 2019 à 2023.

3. Notamment les projets de recherche JASSUR (Agence nationale de recherche – ANR), COMETE (ville de Paris), POTAGERS (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie – Ademe).

4. On pourrait aller plus loin en interrogeant le positionnement d'experts issus d'établissements publics différents (mais dont le périmètre d'action est parfois commun sur certains points), et en interrogeant le positionnement de la représentation privée comme ces prestataires qui voient de nouveaux marchés apparaître (bureaux d'études...), sans oublier le maître d'ouvrage – nous remercions l'un de nos relecteurs anonymes choisi par les éditions Quæ d'avoir attiré notre attention sur ce point.

5. Communications personnelles d'agronomes émérites.

remblais et toutes sortes de déchets), sa forte variabilité et son manque d'intérêt agronomique (texture, fertilité, qualité physico-chimique...). Dès lors, comment en est-on arrivé à promouvoir la culture alimentaire sur les sols encore mal connus⁶ et qui se révèlent souvent multicontaminés ?

Pour cela, nous décrivons en premier lieu les enjeux autour de la définition même d'« agriculture urbaine » et ce qu'elle cherche à regrouper. Puis, nous montrerons les différences de valeurs portées plus particulièrement par deux guides (présentés de manière chronologique) : le guide X porté par des développeurs de l'agriculture urbaine, et le guide Y par une autorité sanitaire. Nous terminerons par une discussion sur les logiques d'actions, les enjeux et orientations politiques que sous-tendent les différentes valeurs repères proposées.

Conflits de terminologie entre agricultures urbaines et jardinage : quelles conséquences en matière d'évaluation des risques ?

Nos recherches sur la qualité des sols urbains et le jardinage collectif nous ont conduits à constater qu'une confusion continuait d'exister quant à la définition de l'agriculture urbaine (AU). Certains auteurs incluent en effet dans cette expression le jardinage urbain ou d'autres activités de « nature en ville ». Il nous a semblé nécessaire alors d'explicitier cette situation⁷.

Pourquoi ce degré de précision ? Car nos années d'enquêtes de terrain, notamment au sein de collectifs d'expertise, nous ont permis d'identifier, derrière ces enjeux de définition, une dimension de santé publique qui apporte une nouvelle dimension aux interrogations plus classiques sur l'éthique de la recherche (Haggerty, 2003 ; Genard *et al.*, 2019).

À titre d'exemple, voici la définition de l'AU choisie dans un guide publié par un bureau d'expertise francilien : « Une production située dans (intra-urbaine) ou à la frange (périurbaine) d'une ville, cité ou métropole qui produit, élève, transforme et distribue une diversité de produits alimentaires ou non, (ré)utilisant largement les ressources humaines et matérielles, produits et services trouvés dans et autour de la zone urbaine et fournissant des ressources humaines et matérielles, produits et services majoritairement à cette zone urbaine⁸. »

Dans cette définition générique de l'AU, le cas du jardinage urbain pose question car il n'est ni une activité professionnelle ni une activité de distribution commerciale. Ce que nous avons pu observer dans nos travaux depuis 2014 est qu'il y a de fortes variations, que ce soit dans les rapports à la production végétale et aux rôles attribués aux

6. Pour rappel et comme on l'a vu au début de cet ouvrage, la qualité des sols urbains et périurbains est bien moins connue que celle des sols agricoles et forestiers.

7. Pour cette partie, nous évoquons nos travaux sur les enjeux de terminologie qui ont été publiés, pour partie, dans l'article de Chalmandrier *et al.* (2017).

8. Cité dans le guide X.

sols urbains, entre ces trois catégories que sont : l'AU, la nature en ville et le jardinage urbain. Les acteurs concernés quant à eux ne semblent pas faire émerger un consensus sur la définition de l'AU : à titre d'exemple, aucun jardinier ne mobilise la notion d'AU dans nos enquêtes sur les jardins collectifs. En outre, les jardiniers ne se qualifient jamais d'agriculteurs revendiquant leur identité de jardiniers : la dimension amatrice, voire ludique, de leur activité est mise en avant pour se démarquer du monde agricole soumis à d'autres enjeux de production et de commercialisation.

Par ailleurs, ces catégories (AU et jardinage urbain) renvoient à des formes d'occupation de l'espace qui peuvent possiblement s'opposer : par exemple, les systèmes de production « high-tech » (souvent en hors-sol) entrent en contradiction avec les discours de retour à la terre portés par la plupart des jardiniers urbains. La question se pose alors de savoir pourquoi et comment des objets si différents peuvent être réunis au sein de la même terminologie ? À titre comparatif – pour faire un parallèle avec le contexte suisse – Ernwein et Salomon-Cavin (2014) s'interrogent : « Face à la multitude de formes que prend ce phénomène, peut-on et doit-on toujours parler d'agriculture urbaine ? » (p. 32). Au terme de leur analyse sur les processus d'agrarisation de la ville, ces autrices distinguent clairement « le jardinage urbain », qui « se conjugue bien à la notion de nature en ville », et « l'agriculture » qui « demeure associée, dans les représentations comme dans les pratiques, à une activité hors la ville » (p. 38).

La controverse terminologique que nous soulevons ici est présente au sein des structures publiques et n'a cessé d'évoluer. En 2018, une note⁹ rédigée par l'Institut d'aménagement et d'urbanisme (IAU¹⁰ ÎdF), l'Agence régionale de la biodiversité (ARB ÎdF), et les développeurs de l'AU distingue cinq grands types d'AU : les fermes périurbaines en circuits courts, les jardins collectifs, les microfermes urbaines, les serres urbaines et les systèmes « indoor », l'agriculture urbaine individuelle, etc. La catégorie « jardin collectif » renommée « agriculture collective » s'applique aussi aux friches, pieds d'immeubles, espaces verts, toits... et le jardin privatif se voit requalifié « d'agriculture urbaine individuelle » se rapportant également aux balcons et aux poulaillers privés... À tout le moins cet objet « agriculture urbaine » peine à se définir.

Comme le soulignait, lors d'un entretien, un responsable de l'aménagement à propos d'une collectivité francilienne : « Nous ce qu'on reprocherait [à cette collectivité, note des autrices] aujourd'hui, c'est qu'on peut avoir des communes qui soi-disant sont actives sur l'agriculture urbaine, mais qui vont être actives sur jardins partagés/jardins familiaux et ne vont absolument pas préserver leurs espaces agricoles¹¹. » Or, dans le même temps, certaines associations militantes pour la « nature en ville » peuvent mobiliser ce terme de manière stratégique : « On en joue parfois de l'agriculture urbaine

9. https://www.institutparisregion.fr/fileadmin/NewEtudes/Etude_1478/NR_779_web.pdf

10. Aujourd'hui Institut Paris Région.

11. Extrait d'entretien recueilli en 2016.

pour récolter de l'argent, mais on n'y croit pas à l'agriculture en ville¹².» Finalement, que traduit cette volonté d'agrégation au plus large dans l'objet AU ? Et quelles en sont les conséquences en matière d'évaluation et de gestion des risques ?

Il apparaît aujourd'hui que qualifier « d'agriculture urbaine » une activité fait surtout écho à un modèle d'action (et donc des soutiens politiques, financiers, etc.) porté par une ingénierie de développement. Ce réseau à l'interface entre science et société émerge et façonne son objet autant qu'il l'analyse. À titre de comparaison, cela fait écho à ce que Cécile Blatrix écrivait en 2012 à propos de la participation : « Aujourd'hui, ce sont les "sciences de la participation" qui assurent largement ce travail de mise en rapport, de totalisation et de définition/délimitation des objets et des cadres théoriques légitimes. La recherche contribue de façon active et tangible, bien que souvent déniée, à dessiner les contours et contenus du paysage participatif français et également à en surestimer l'importance sociale. » (Blatrix, 2012, p. 74). En 2017 déjà, nous avons montré que l'on pouvait « faire le postulat que les débats autour de l'inclusion de telle pratique ou de tel acteur pour délimiter la notion "d'agriculture urbaine" sont révélateurs de leur position et du rôle qu'ils s'attribuent (ou non) par rapport à l'orientation de l'action » (Chalmandrier *et al.*, 2017), et cette conclusion nous semble toujours d'actualité.

Les structures déployées par les développeurs de l'AU mêlent, tout à la fois, une structure associative de promotion de l'« AU » (et destinée aussi à fédérer ces acteurs), un bureau d'expertise pour se constituer en interlocuteur des acteurs qui souhaiteraient développer un projet d'« AU », et une structure proposant des mesures de gestion en cas de contaminations des sols (péri)urbains.

Les conflits d'intérêts dans lesquels se retrouvent les experts ne sont pas nouveaux. Les historiens de l'environnement se sont intéressés à ces mécanismes au moment de l'avènement de l'industrie chimique au XVIII^e siècle. Nous pensons notamment aux travaux de Massard-Guilbaud sur Jean-Antoine Chaptal, ministre de l'Intérieur, chimiste et propriétaire d'usines chimiques, et au rôle qu'il a joué dans la rédaction du décret du 15 octobre 1810 – tournant politique à partir duquel la santé publique n'a plus la même légitimité de lutte contre ce type de nuisances.

« Sous le Consulat, avec Chaptal, chimiste, propriétaire d'une fabrique d'acide sulfurique et ministre de l'Intérieur, au nom des avantages pour la nation de la croissance d'une industrie moderne, se noue une alliance tacite entre l'administration centrale soucieuse de réaliser le bon ordre prospère et d'établir une fiscalité fructueuse, les savants désireux de valoriser leurs découvertes et les capitalistes à la recherche d'occasions de profits considérables, accord dont, j'ajouterais, on retrouve maints exemples jusqu'au XXI^e siècle. » (Lemarchand, 2011 ; Massard-Guilbaud, 2010).

Or, ce qui a pu être documenté il y a deux siècles est toujours d'actualité, et la place de la santé publique face à ces réseaux aux multiples casquettes est encore à interroger dans la lutte contre les nuisances et plus précisément ici la façon de se protéger des contaminations des sols.

12. Entretien réalisé en 2019.

Des guides aux orientations différentes

■ Le guide X : un premier guide par et pour l'« agriculture urbaine »

Dans une situation où le développement de l'« agriculture urbaine » est confronté aux contaminations des sols, divers outils émergent ces dernières années et dépassent, comme nous l'avons vu précédemment, le simple rôle de promotion de l'objet « AU ». Un guide de gestion des sols pollués, à usage des porteurs de projets de l'AU, a été publié par les acteurs/développeurs de l'AU.

« Cet ouvrage s'adresse donc aux collectivités et aménageurs urbains souhaitant installer un projet de maraîchage urbain *a priori* en « pleine terre¹³ » et a pour objectif de : donner des clés pour mieux comprendre et concevoir la démarche à adopter pour caractériser la contamination des sols et pour évaluer les risques associés aux usages prévus. » (extrait de l'introduction du guide X).

Dans certains cas, on peut se demander pourquoi la question de cette caractérisation et gestion des contaminations est posée – ou plus exactement reposée –, alors qu'elle a déjà été établie par des services compétents dans le passé. Au regard des nouveaux projets d'aménagement, il y a certes un besoin de valeurs repères que la méthodologie ne donne pas aujourd'hui (cf. article Coftier *et al.* dans cet ouvrage) mais pour autant est-ce aux acteurs de l'« AU » de fournir des valeurs ou aux acteurs de la santé ?

Or, dans ce guide, des valeurs appliquées à un usage prédéfini (celui d'AU, microferme urbaine, etc.) sont formulées et deviennent des outils de gestion produits par les ingénieurs directement impliqués dans le développement de l'AU¹⁴, alors même que de nombreuses controverses scientifiques continuent d'exister et n'apparaissent plus par ce passage à l'outil de gestion. Un regard sociohistorique sur la méthodologie de gestion des sites et sols pollués nous permet pourtant de constater que les tentatives de simplification de gestion des risques – c'est-à-dire en systématisant des outils à des catégories de site au lieu d'agir au cas par cas – ont toujours été délaissées, que ce soit en France ou dans d'autres pays européens (Canavese et Frioux, 2019). Si bien que le principe qui régit la méthodologie française encore aujourd'hui est le cas par cas, c'est-à-dire une démarche plutôt qu'un cadre réglementaire strict et applicable uniformément sur tout le territoire.

Ces guides servent à formuler des outils de gestion, mais leur diffusion rapide notamment sur les réseaux sociaux (comme LinkedIn) cherche à dépasser les nuances qui avaient été introduites par certains participants lors du comité de pilotage : « Les préco-

13. À noter dans cette citation la mention de « pleine terre » mise entre guillemets, qui dans les faits est difficile à définir : pour la ville de Paris, comme dans de nombreuses collectivités franciliennes, la culture de « pleine terre » existe (et se différencie donc des cultures en bacs hors-sol), mais elle ne se fait qu'après un apport en terres végétales extérieures... ce qui pose aussi la question de la qualité des terres d'apport.

14. Des prestations sont ainsi proposées : analyse chimique à raison d'un coût de 90 à 150 euros par échantillon de sols, analyse agronomique chiffrée à environ 100 euros par échantillon (Deboeuf *et al.*, 2022).

nisations contenues dans le présent guide n'ont pas de valeur contractuelle. Il s'agit d'un simple outil d'aide à la décision dont les recommandations sont indicatives et non officielles¹⁵. Les informations présentées ne dispensent pas du respect des normes en vigueur concernant l'utilisation des sols pollués, ni des obligations de conseil et de diligence dont sont tenues les parties prenantes en fonction des caractéristiques du projet.» (extrait du guide X).

De même, on remarque que tous les membres du comité de pilotage du guide X n'ont pas voté le contenu du guide, comme le stipule cette mention au début de ce guide : «Merci aux membres du comité de pilotage [du guide X] pour leur participation, leur relecture et/ou leur approbation¹⁶.» L'un des acteurs ayant participé à la discussion sur ce guide souligne, lors d'un entretien, qu'il ne s'agit aucunement de valeur sanitaire : «Pour ce guide, c'est juste pour montrer que des choses sont produites par des professionnels dans un souci de favoriser des usages, mais sans aucune valeur sanitaire et donc loin du statut de recommandation émis par une autorité sanitaire¹⁷.»

De plus, ces valeurs ne concernent que l'Île-de-France. Pourtant, nous les voyons apparaître dans des plans nationaux comme le plan de relance de l'économie française post-Covid, dans le volet dépendant du ministère de l'Agriculture «Transition agricole, alimentation et forêt», posant ainsi la question de la diffusion des connaissances, et la perte d'éléments de contexte qui peut aller jusqu'à la production de confusions. Enfin, on retrouve les imprécisions terminologiques précédemment citées lorsque les jardins collectifs sont cités comme concernés alors que les règles de formation et de contrôle que l'on applique au monde professionnel agricole ne peuvent s'appliquer au monde amateur (Canavese *et al.*, 2020).

Cette politique du développement de «l'AU» fait écho à la politique de reconquête des friches, de gestion des sols pollués portée par d'autres organismes d'État car cela entre dans leur feuille de route¹⁸. Tout ceci participe de la production de méconnaissances sur les sols au sens où émerge l'idée auprès des décideurs et des habitants que des sols contaminés, voire pollués¹⁹, peuvent recevoir des usages alimentaires, participant d'une sorte d'ignorance distribuée ou organisée (Dedieu *et al.*, 2015 ; Dedieu, 2022).

■ Le guide Y : un rapport différent à l'exposition aux risques

Lorsque commencent les discussions autour du guide Y, porté par une autorité sanitaire et publié en 2022 visant à cadrer l'usage du potager en ville, le guide X occupe déjà l'espace public. Deux de ses rédacteurs sont donc invités aux négociations au sein

15. Souligné par les autrices.

16. Souligné par les autrices.

17. Extrait d'un échange avec un membre du comité de pilotage du guide X.

18. Décrypter toutes ces interactions sort du cadre de ce chapitre, nous nous basons ici sur nos observations dans le cadre du comité d'experts autour du guide Y.

19. On entend même la notion de cultiver sur sols pollués, alors que le mot pollué décrit une situation d'incompatibilité ou de risque inacceptable.

du comité d'experts malgré l'ambiguïté de leur positionnement. Le comité d'experts du guide Y se compose de six autres experts. Un comité de pilotage complète le dispositif avec des universitaires (en sciences sociales et sciences biotechniques), deux associations de jardiniers, la direction régionale et interdépartementale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt (DRIAFF) d'Île-de-France, et le conseil régional d'Île-de-France. On remarquera toutefois l'absence de représentants de la santé (médecin, toxicologue, etc.).

Les deux documents étudiés – le guide X et le guide Y – doivent viser *a priori* au même objectif : encadrer l'usage alimentaire en ville pour limiter les risques liés à la contamination des sols (péri)urbains. En revanche, les manières d'y répondre diffèrent fortement d'une situation à l'autre. À titre d'exemple, le guide Y distingue le maraîchage urbain professionnel du jardinage amateur car ce n'est pas le même usage ni les mêmes pratiques culturelles, ces derniers ayant un impact sur l'exposition et consécutivement sur le risque sanitaire. Ce sont ces deux formes d'expertise que nous souhaitons analyser maintenant, à travers les hypothèses de travail, les intentions et les valeurs qui les constituent, en gardant à l'esprit que « les connaissances scientifiques ne sont pas neutres, elles sont porteuses d'un certain nombre de déterminations, qui peuvent devenir des normes pour l'action. C'est de notre responsabilité collective de les expliciter » (Coutellec, 2015, p. 53). Ce sont aussi deux approches de l'exposition aux sols, aux pollutions et donc à la santé qui s'affrontent entre ces deux guides.

Discussion

Trois points organisent le travail comparatif que nous avons mené sur les deux guides :

■ Quelles hypothèses de travail et quel rapport à l'incertitude ?

Très variables et très hétérogènes, les sols urbains se révèlent parfois contaminés du fait de la longue histoire artisanale, industrielle et urbaine qui les a constitués et les constitue encore. L'analyse montre que les valeurs prises comme références apparaissent ajustables selon les intentions et les valeurs que portent les experts dessinant en cela des rapports très différents dans leur approche en santé environnementale. Dans ce contexte, l'approche du guide Y est d'éviter les risques de surexposition imputable à la pollution des sols. Le guide X propose, quant à lui, des recommandations fondées sur un niveau de risque qui est établi sur des valeurs repères construites pour favoriser des cultures en ville.

Les hypothèses de travail et le rapport à l'incertitude diffèrent en effet dans les deux situations. Le guide X fabrique les normes à rebours de façon à permettre la culture sur les sols en milieu urbain souvent multi-contaminés ; ce faisant, on restreint l'incertitude. En revanche, le guide Y reconnaît l'ensemble des incertitudes (sur la gamme des polluants à rechercher, sur les effets cocktails, sur l'historique des sols et des usages, etc.),

ce qui le conduit à la prudence dans le domaine de l'action. La reconnaissance de l'incertitude est alors constitutive de la démarche experte, celle-ci possède une vertu heuristique car elle favorise un approfondissement des recherches (par exemple, sur les pesticides encore peu mesurés en milieu urbain).

■ Créer une nouvelle exposition ou limiter le risque de surexposition ?

De nombreuses recherches ont prouvé que les légumes cultivés dans les jardins collectifs urbains contaminés en métaux pouvaient eux-mêmes être pollués (Douay *et al.*, 2013 ; Potex, 2016). Bien sûr, il peut exister des pollutions dans les sols ruraux, mais il est désormais établi que les sols urbains sont beaucoup plus contaminés en éléments traces métalliques (Branchu et Montagne, 2020)²⁰. De plus, il a été démontré que les terres agricoles ayant des teneurs inférieures à la valeur de 54 mg/kg en plomb²¹ n'engendrent pas de dépassement de seuils réglementaires dans les légumes lors des études réalisées (Potex, 2016), alors qu'au-dessus de cette valeur, de tels dépassements sont possibles et peu maîtrisables (variabilité des transferts selon les légumes, évolution des sols [notamment du pH] selon les pratiques, etc.).

Les valeurs prises comme références dans les deux guides traduisent alors la philosophie d'action des différents experts : le guide Y s'appuie sur les valeurs hautes des terres agricoles franciliennes et considère en première intention qu'en cas de risque de surexposition, la culture alimentaire doit être évitée et les usages réorientés (cultures ornementales, espaces de biodiversité, etc.) ; le guide X va au-delà des valeurs hautes des terres agricoles franciliennes à partir d'analyses de légumes – avec toutes les incertitudes concernant la représentativité de l'échantillon, le type de légumes analysés, les mesures, etc. Et, à partir de valeurs autoconstruites (en multipliant les valeurs précédentes par 2 ou 3²²), il s'engage dans des évaluations de risque (évaluation quantitative des risques sanitaires – EQRS²³) afin d'évaluer si le risque est acceptable ou non en situation de surexposition.

Les références à des valeurs repères varient ainsi d'un guide à l'autre, alors qu'on aurait pu envisager l'existence d'un consensus scientifique face à un même polluant ou à une même pratique. Bien qu'affiché souvent comme propos scientifique, il s'agit d'une situation hybride, celle de l'expertise qui traduit des positionnements et des intérêts différents, et qui débouche dans le cas présent sur une question éthique : au regard

20. Ne sont mentionnés ici que les transferts vers les végétaux, mais il faut aussi considérer que jardiner peut aussi induire de l'ingestion et de l'inhalation de terres (cf. chapitre 11).

21. Précisons que cette valeur correspond à la valeur haute des terres agricoles de la région Île-de-France (ce qui signifie que pour le plomb, certaines terres peuvent n'avoir que 12 ou 25 mg/kg).

22. À titre d'exemple en concentrations (mg/kg) : 100 en plomb au lieu de 54 ; 1,0 en cadmium au lieu de 0,5 ; 264 en zinc au lieu de 88.

23. Sur la pertinence de l'EQRS par rapport à l'usage potager, se reporter au chapitre de Coftier *et al.* dans cet ouvrage.

de toutes les incertitudes, est-il souhaitable, acceptable de créer une nouvelle exposition environnementale pour des populations déjà exposées à de multiples pollutions en milieu urbain et qui ignorent l'impact des sols sur la santé ?

■ « Maîtriser » le vivant ?

À ce stade, il nous faut élargir notre angle de vue puisque les énoncés scientifiques et experts contiennent une certaine définition du problème, considérant à la suite de Pestre (2011) « les sciences et techniques comme favorisant certaines manières d'être au monde et de se développer, comme portant en elles-mêmes une politique ».

L'ingénierie qui part de l'idée de définir un usage sensible sur des sols peu compatibles nécessite de dépenser beaucoup d'argent en analyses, prestations de bureaux d'études, pour des résultats qui restent très aléatoires... On assiste alors à des situations qui s'apparentent à une « fuite en avant », avec des usages alimentaires là où toutes les données existantes sur l'état des sols et les conséquences sur la santé les découragent. Voici, par exemple, un extrait de rapport présenté à une collectivité par les développeurs de l'AU pour un site sur lequel la contamination des sols dépasse la première valeur de gestion de leur guide (X) : « Grâce à ses méthodes innovantes développées par un pôle R&D, le bureau d'études propose des solutions sur-mesure, alternatives au tout à l'excavation et au recouvrement, permis par une caractérisation fine des terrains, une réalisation de tests de bioaccessibilité et une approche en risques sanitaires représentative des pratiques des usagers et des expositions réelles. Les enjeux sanitaires sont donc maîtrisés²⁴ et l'agriculture urbaine facilitée²⁵. »

La notion de maîtrise du risque au nom de l'innovation brouille encore un peu plus les frontières entre ce qui relève de l'expérimentation et ce qui relève de l'usage stabilisé. La rhétorique de la maîtrise du risque et du vivant doit se lire à la lumière des controverses sur les sols (péri)urbains, d'autant que ceux-ci ne sont analysés qu'à travers un nombre réduit de polluants et de manière très réductrice par rapport à la longue histoire de la trajectoire des sols et de leurs usages.

La réponse à des risques environnementaux et sanitaires par le tout technologique fait l'objet de vives critiques au sein des sciences sociales qui soulignent cette croyance en une ingénierie positiviste qui a déjà montré ses limites : « Paradoxalement, nous comptons répondre aux destructions provoquées par l'extension des marchés et le déferlement technique par encore plus de marché et de technique. Cela ne peut en aucun cas représenter une sortie de crise ; il s'agit plutôt d'une fuite en avant. » (Tordjman, 2021, p. 6). Ou encore : « En effet, la plupart des réponses apportées aujourd'hui aux défis écologiques reposent sur de fausses solutions, hyper-technologiques, sophistiquées et souvent hors-sol. Ces réponses nous font poursuivre dans une voie sans issue. Tant que la sphère financière "choisit" de développer ces hautes technologies fondées

24. Souligné par les autrices.

25. Source anonymisée.

sur une maîtrise illusoire, elle ne pourra être verte.» (Tordjman, 2021, p. 13). On pense ici aux « fermes » high-tech²⁶, technosols, ou encore à la « maîtrise » des transferts des multiples polluants du sol aux plantes par l'apport de composts ; sur ce dernier point, les effets attendus peuvent se révéler finalement incertains, voire contre-productifs²⁷.

Conclusion

Pour conclure, nous mesurons bien l'importance de ramener les valeurs repères à leurs modalités de production et de questionner les pratiques des experts lorsqu'ils deviennent des acteurs de l'aménagement urbain où se mêlent science, expertise, technique et orientations économiques et politiques. À travers ces deux guides, les intentions et les valeurs qui façonnent ces expertises apparaissent clairement : au projet de développer le potager *a priori* et en toutes circonstances (modèle guide X) s'oppose un modèle beaucoup plus prudent vis-à-vis des cultures alimentaires dans le milieu urbain (modèle guide Y).

Ces deux attitudes recourent aussi des cultures épistémiques différentes. Pour l'expertise favorable à « l'agriculture urbaine », le sol est d'emblée considéré comme un support de culture – un paradoxe apparaît néanmoins car le milieu urbain étant *in fine* peu favorable à la production alimentaire, la solution envisagée passe souvent par du « hors-sol ». Dans tous les cas, cela conduit à la fois à créer une nouvelle voie d'exposition en tentant de contenir les polluants avec cette idée de « maîtriser et contrôler » le vivant.

Pour sa part, le guide Y cherche à éviter les risques de surexposition et définit en conséquence des usages qui semblent les plus appropriés lorsque les analyses des sols dépassent les valeurs agricoles de la région Île-de-France, non plus en aménageant ces sols pour un usage prédéfini, mais en réfléchissant à ce qu'ils peuvent apporter pour préserver la santé des usagers et une ville durable, en diversifiant les usages (espaces de biodiversité, cultures ornementales, lieux de convivialité, etc.).

Dès lors que les acteurs concernés – qui sont, comme nous l'avons vu, porteurs de multiples casquettes – parlent et agissent dans l'espace public, il est important qu'ils situent leur discours et explicitent les conflits d'intérêts auxquels ils peuvent se retrouver confrontés. Ce qui est de moins en moins fait en raison du brouillage des frontières entre recherche publique, entreprises et bureaux d'études. Or, ces questionnements ne vont faire que s'accroître dans un contexte de recherche par projets, où la course effrénée aux financements, à l'innovation, aux partenariats publics-privés réinterroge la place de la science publique et ses engagements au regard du bien commun. C'est ainsi que « la recherche traverse une crise silencieuse, souvent vécue sous la forme d'un malaise par les actrices et acteurs de la recherche (Doucet, 2012), la banalisation des conflits d'intérêts (Friedman, 2002), la mise en question par les citoyens (Carvalho, 2019).

26. Voir à ce sujet le rapport de Villatte (2017) et l'article de Girard (2023).

27. Cf. projet POTAGERS (*op. cit.*).

L'éthique de la santé publique nécessite pourtant un positionnement clair comme le rappelle la charte du réseau ISEE²⁸ stipulant que « les sources d'informations partagées devront être vérifiées et ne revêtir aucun caractère militant ni mettre en avant des intérêts privés²⁹ ». Ceci, pour éviter l'opposition et les tensions décrites par le sociologue des sciences Ulrich Beck (2001) entre ceux qui sont exposés aux risques et ceux qui les produisent ou en profitent.

Références bibliographiques

- Barbier R., Daniel F.-J., Fernandez S., 2020. « Des études ont montré... » Contribution à l'analyse cognitive des situations de gestion environnementale. In : Barbier R., Daniel F.-J., Fernandez S., Raulet-Crozet N., Leroy M., Guérin-Schneider L., (éd.), *L'environnement en mal de gestion : Les apports d'une perspective situationnelle*, Villeneuve-d'Ascq, Presses universitaires du Septentrion, 263-277.
- Beck U., 2001. *La société du risque. Sur la voie d'une autre modernité*. Paris, Aubier.
- Becker H. S., 2006 [1988]. *Les mondes de l'art*. Paris, Flammarion (coll. Art, histoire, société).
- Blatrix C., 2012. Des sciences de la participation : paysage participatif et marché des biens savants en France, *Quaderni*, 79, 59-80
- Branchu P., Montagne D., 2020. Les sols (péri)urbains : entre gradients d'anthropisation et de contamination. In : Mouglin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy E. (coord.), *Les sols urbains sont-ils cultivables ?*, Versailles, éditions Quæ, 16-23 (coll. Matière à débattre et décider).
- Boudia S., 2019. Quand une crise en cache une autre : la « crise des terres rares » entre géopolitique, finance et dégâts environnementaux, *Critique internationale*, 85, 85-103.
- Canavese M., Frioux S., 2019. Les sols urbains, un risque discret : Le cas de l'agglomération lyonnaise, *Écologie et politique*, 58, 53-68.
- Canavese M., Jacquier M., Pasquier C., Rémy E., 2020. Retours d'enquêtes qualitatives dans les jardins urbains : premiers enseignements pour l'évaluation des risques sanitaires. In : Mouglin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy E. (coord.), *Les sols urbains sont-ils cultivables ?*, Versailles, éditions Quæ, 104-114 (coll. Matière à débattre et décider).
- Carvalho S., 2019. L'éthique de la recherche entre réglementation et réflexivité, *Revue d'anthropologie des connaissances*, 13 (2), p. 299-326. <https://doi.org/10.3917/rac.043.0299>
- Coutellec L., 2015. *La science au pluriel : Essai d'épistémologie pour des sciences impliquées*. Versailles, éditions Quæ, 88 p (coll. Sciences en questions).
- Chalmandrier M., Canavese M., Petit-Berghem Y., Rémy E., 2017. « L'agriculture urbaine », entre concept scientifique et modèle d'action, *Géographie et cultures*. <https://doi.org/10.4000/gc.5052>
- Deboeuf De Los Rios G., Barra M., Grandin G., 2022. *Renaturer les villes. Méthode, exemples et préconisations*. ARB Îdf, l'Institut Paris Région.
- Dedieu F., 2022. *Pesticides, le confort de l'ignorance*. Le Seuil, 391 p.
- Dedieu F., Jouzel J., 2015. Des difficultés de l'enquête médicale en milieu de travail contaminé, *Ethnologie française*, 45, 67-75.

28. Réseau Île-de-France santé environnement.

29. https://www.ors-idf.org/fileadmin/DataStorageKit/Isee/presentation/Charte_reseau_ISEE.pdf

- Doucet H., 2010. De l'éthique de la recherche à l'éthique en recherche, *Éthique publique* [online], 12 (1).
- Douay F., Pelgrin A., Planque J., Fourrier H., Richard A., Roussel H., Girondelot B., 2013. Évaluation du risque potentiel pour la santé des habitants vivant à proximité d'une ancienne fonderie de plomb. Partie 1 : concentrations de métaux dans les sols, les cultures agricoles et les légumes du potager, *Environ Monit Assess*, 185, 3665-3680. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2818-3>
- Ernwein M., Salomon-Cavin J., 2014. Au-delà de l'agrarisation de la ville : l'agriculture peut-elle être un outil d'aménagement urbain ? Discussion à partir de l'exemple genevois, *Géocarrefour*, 89 (1-2), 31-40.
- Frickel S., Elliott J. R., 2018. *Sites Unseen: Uncovering Hidden Hazards in American Cities*. New York, Russell Sage Foundation, 176 p.
- Frickel S., Vincent M. B., 2007. Hurricane Katrina, contamination and the unintended organization of ignorance, *Technology in Society*, 29, 181-188.
- Friedman P. J., 2002. The impact of conflict of interest on trust in Science, *Science and Engineering Ethics*, 8 (3), 413-420. <https://doi.org/10.1007/s11948-002-0063-9>
- Genard J., Roca i Escoda M., 2019. *Éthique de la recherche en sociologie*. De Boeck Supérieur, 264 p.
- Girard L., 2023 (22 juillet). Pourquoi les fermes urbaines ont du mal à pousser en France comme en Europe, *Le Monde*. https://www.lemonde.fr/economie/article/2023/07/22/pourquoi-les-fermes-urbaines-ont-du-mal-a-pousser-en-france-comme-en-europe_6183010_3234.html
- Haggerty K. D., 2003. From risk to precaution: The rationalities of personal crime prevention. In : Ericson R. V., Doyle A. (eds), *Risk and morality*, Toronto, University of Toronto Press, 193-214.
- Halpern C., Lascoumes P., Le Galès P., 2014. *L'instrumentation de l'action publique : Controverses, résistance, effets*. Presses de Sciences Po, 528 p.
- Henry E., 2011. Nouvelles dynamiques de savoirs et permanence des rapports de pouvoir : L'impact – limité – des transformations – importantes – de l'expertise en santé au travail, *Revue française de science politique*, 61, 707-726.
- Henry E., 2017. *Ignorance scientifique et inaction publique : Les politiques de santé au travail*. Presses de Sciences Po
- Henry E., 2021. *La fabrique des non-problèmes : Ou comment éviter que la politique s'en mêle*. Presses de Sciences Po.
- Jouzel J., 2019. *Pesticides : Comment ignorer ce que l'on sait*. Presses de Sciences Po.
- Jouzel J., 2020. Les apories de l'évaluation des risques des pesticides, *Entreprises et histoire*, 98, 171-172.
- Latour B., 1999. *Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie*. Paris, La Découverte, 383 p. (coll. Arminaire).
- Latour B., 2005. *Reassembling the Social – An Introduction to Actor-Network-Theory*. Oxford University Press.
- Lemarchand G., 2011. Geneviève Massard-Guilbaud, Histoire de la pollution industrielle. France (1789-1914), *Annales historiques de la Révolution française*, 365 (3), 229-231.
- Massard-Guilbaud G., 2010. *Histoire de la pollution industrielle, France, 1789-1914*. Éditions de l'EHESS, vol. 17, 404 p. (coll. En temps et lieux).
- Pestre D., 2011. Des sciences, des techniques et de l'ordre démocratique et participatif, *Participations*, 1, 210-238.
- Potex, 2016. *Étude des potagers expérimentaux (2012-2016)*. Ville de Paris, INRA, AgroParitech, CEREMA, ENSAT, Ineris.

- Proctor R. N., 2014. *Golden Holocaust – La conspiration des industriels du tabac*. Édition des Équateurs, 698 p.
- Ronsin G., 2018. *Composer des relations entre « science » et « gestion de la nature » : ethnographie des frontières, casquettes et controverses dans les conseils scientifiques*. Thèse de doctorat, spécialité Sociologie, université Grenoble Alpes.
- Vinck D., 2007. Retour sur le laboratoire comme espace de production de connaissances, *Revue d'anthropologie des connaissances*, 1 (2), 159-165.
- Tordjman H., 2021. *La croissance verte contre la nature. Critique de l'écologie marchande*. La Découverte, 350 p.
- Villatte M., 2017. *L'agriculture urbaine, quels enjeux de durabilité?* Ademe, 24 p.

19. Guide pour aménager un jardin collectif en Île-de-France

Une aide à la décision pour les collectivités et les acteurs de l'aménagement

Nicolas Herbreteau

L'Agence régionale de santé (ARS) Île-de-France, dans le cadre de sa politique de santé publique, promeut la création des jardins collectifs. Ceux-ci concourent à différents objectifs de promotion de la santé, notamment en favorisant une activité physique, l'accès à une alimentation saine, aux échanges sociaux et plus globalement au sentiment de bien-être. L'aménagement de jardins collectifs s'inscrit également dans le développement d'un urbanisme favorable à la santé en répondant notamment au besoin de disposer d'espaces verts au sein du tissu urbain, participant ainsi à la réduction de l'effet d'îlot de chaleur urbain lors des vagues de chaleur.

Cependant, en raison du passé industriel de la région Île-de-France, de l'usage pendant des décennies des eaux usées urbaines peu ou pas prétraitées pour fertiliser les terres maraîchères autour de Paris, les sols dans les zones urbaines et périurbaines peuvent présenter des contaminations chimiques incompatibles avec une activité de potager. Les excavations et remblaiements de terres associés aux grands travaux successifs d'aménagement du Grand Paris conduisent également à une forte hétérogénéité de qualité des sols ne permettant pas de prédire leur compatibilité avec les usages souhaités. Dans ce contexte, l'ARS est régulièrement sollicitée par des collectivités locales mettant en évidence, au cours d'investigations menées lors d'un réaménagement du site par exemple, des pollutions des sols dans des jardins collectifs en activité depuis de nombreuses années. Les contaminations des sols, liées le plus souvent aux activités humaines passées du site, conduisent souvent l'ARS, en l'absence de solutions simples de dépollution, à recommander l'arrêt de l'activité de jardinage. Ces situations soulèvent alors l'inquiétude des jardiniers pour leur santé et celle de leurs proches, mais également leur mécontentement et leur déception de perdre le bénéfice de l'usage des jardins.

Pour répondre à ce double enjeu de favoriser l'implantation de jardins collectifs et d'éviter l'exposition des usagers à une pollution des sols, l'ARS Île-de-France s'est vue confier, dans le cadre du troisième plan régional santé environnement (PRSE3), l'élaboration de bonnes pratiques pour l'aménagement et la gestion des jardins collectifs.

La multiplicité des situations de contamination des sols pouvant être rencontrées dans les jardins existants rend complexe la définition de bonnes pratiques simples et universelles. Ces situations nécessitent, en effet pour évaluer les risques sanitaires et définir

les mesures de gestion adaptées, l'application rigoureuse de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, nécessitant un haut niveau d'expertise et souvent très coûteuse. C'est pourquoi l'ARS s'est résolue à traiter exclusivement l'aménagement de nouveaux jardins collectifs, sous la forme d'un guide d'aide à la décision à l'attention des collectivités territoriales et autres aménageurs. L'objectif de ce guide est d'orienter le décideur final sur le choix du site d'implantation de son projet, en s'appuyant sur une démarche simplifiée (inspirée de la méthodologie nationale) d'évaluation de la compatibilité du sol avec l'activité de jardinage, accessible techniquement et financièrement, tout en conservant la rigueur méthodologique nécessaire pour motiver leurs décisions.

À la différence des milieux air et eau pour lesquels existent des valeurs limites réglementaires pour la concentration de divers polluants, la France ne dispose pas de seuils réglementaires permettant de vérifier si la qualité d'un sol est compatible avec un usage donné.

La première tâche a été d'envisager l'élaboration de valeurs repères en mesure d'aider à la prise de décision. Il ne s'agissait cependant pas de définir des seuils sanitaires, c'est-à-dire basés sur une connaissance des effets d'un polluant donné sur la santé humaine en fonction des doses et modes d'exposition. Une telle démarche ne pourrait s'envisager qu'à l'initiative des ministères en charge de la santé et des agences nationales sanitaires pour s'imposer sur l'ensemble du territoire français. Elle nécessite en outre de disposer de valeurs toxicologiques de référence, souvent manquantes pour de nombreux polluants. Les valeurs repères sélectionnées couvrent une gamme réduite de substances, représentatives d'une pollution d'origine anthropique et pour lesquelles il existe un nombre suffisamment important de données dans les sols franciliens pour en déterminer les valeurs habituelles dans les sols non remaniés (fond pédogéochimique).

Les sols urbains sont confrontés à une grande diversité de pollutions chimiques. On peut cependant considérer deux grandes familles de polluants : les éléments traces métalliques (ETM) et les composés organiques. Pour la famille des ETM, ont été retenus ceux les plus régulièrement recherchés dans les sols et dont la présence à des teneurs anormales dans les sols est souvent associée à des pollutions liées à diverses activités humaines : arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc.

Concernant les pollutions organiques, une multiplicité de substances peut être rencontrée en fonction de la nature des activités humaines exercées. Ne pouvant définir une liste restreinte de substances représentative de tous les types de pollutions organiques, le champ d'application de la démarche simplifiée se limite aux sites n'ayant pas connu d'activité humaine susceptible d'avoir employé ce type de composés. Pour cela, la première phase de la démarche simplifiée consiste en une étude historique du site, s'appuyant sur la consultation des bases de données nationales en ligne InfoSol et CASIAS, géolocalisant respectivement les sites pollués faisant l'objet d'un suivi des services de l'État et le recensement des anciennes activités industrielles et de service. Si le site envisagé pour aménager le futur jardin collectif a accueilli dans le passé une telle activité humaine, la démarche simplifiée prévoit soit d'abandonner le projet sur ce

site, soit de mener une démarche de diagnostic plus avancée, selon la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, nécessitant alors de déployer des moyens plus lourds d'investigation et de faire le plus souvent appel à une expertise tierce.

En éliminant de la démarche simplifiée les sites ayant précédemment accueilli une activité potentiellement polluante, la recherche de substances organiques a pu alors être restreinte à deux familles de composés traceurs de pollution importée, soit par des retombées atmosphériques (hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP, émis dans l'air notamment lors de la combustion de matières organiques), soit par l'apport de terres de remblais (hydrocarbures totaux – HCT, molécules peu volatiles, elles sont relativement persistantes dans les terres et signalent une pollution de sols ayant accueilli des activités humaines comportant des machines ou des véhicules ou encore des dépôts de déchets). Comme pour les huit ETM, il existe une banque de données d'analyses de sols franciliens suffisamment robuste pour déterminer les valeurs du fond pédogéochimique.

Pour définir les valeurs repères pour ces différentes substances représentatives de pollution d'origine humaine, plusieurs outils ont été employés. Pour les ETM (sauf l'arsenic), ce sont les valeurs du référentiel géochimique¹, que la CIRE Île-de-France (cellule régionale de Santé publique France en Île-de-France) établit au début des années 2000, qui ont été retenues. Une méthode similaire de définition des valeurs repères a été appliquée pour le dernier ETM (arsenic), les HAP et les HCT, en s'appuyant sur les données issues de deux bases de données compilant la qualité des sols naturels ou agricoles du bassin parisien : RMQS² et GeoBaPa³.

Cette première série de valeurs repères, appelées VRP (valeurs repères « culture potagère») constitue un ensemble de seuils dont le respect garantit l'absence de surexposition humaine pour l'activité normale de jardinage en pleine terre, même en considérant le cumul des expositions liées à l'activité de jardinage (contact cutané, inhalation et ingestion de particules de sol), à la simple fréquentation du jardin et à la consommation des produits du potager. Cette notion d'absence de surexposition est primordiale dans cette démarche. En effet, il ne s'agit pas ici de définir des valeurs au-delà desquelles un risque sanitaire accru serait observé, mais bien de déterminer les valeurs en dessous desquelles il n'y a pas de risque supplémentaire d'imprégnation aux polluants recherchés, dans les usages normaux des jardins collectifs.

1. Les valeurs retenues par la CIRE Île-de-France correspondent au 95^e percentile des teneurs mesurées dans plusieurs milliers de prélèvements de sol agricole en Île-de-France, c'est-à-dire que 95 % des teneurs mesurées parmi l'ensemble des échantillons sont inférieures à la valeur seuil définie.

2. Programme du Groupement d'intérêt scientifique Sol reposant sur le suivi de 2 240 sites répartis uniformément sur le territoire français selon une maille carrée de 16 km de côté.

3. Projet porté par plusieurs grandes maîtrises d'ouvrage (Société du Grand Paris, ville de Paris, Établissement public foncier d'Île-de-France, ville du Havre, Établissement public foncier de Normandie) pour la création d'une cartographie précise de la qualité des fonds pédogéochimiques du Bassin parisien, se basant sur 7 700 échantillons collectés et 200 sondages réalisés en Île-de-France et en Normandie, portant d'une part sur des sols à caractère naturel et d'autre part sur des sols de remblais. Pour établir les valeurs repères du guide de l'ARS, seules les données correspondant aux sols à caractère « naturel » ont été mobilisées.

Si la VRP est dépassée pour une des molécules analysées, la démarche simplifiée conclut à une impossibilité de pratiquer le jardinage en pleine terre pour la culture potagère. Un deuxième niveau de valeurs repères, les VRO (valeurs repères « culture ornementale »), a été défini, plus élevé, reposant pour deux ETM sur des valeurs de gestion sanitaire définies par la Haute Autorité sanitaire (arsenic) et le Haut Conseil de santé publique (plomb), et pour les autres substances sur les valeurs maximales identifiées dans les terres non remaniées. Le respect des VRO permet soit de réaliser la culture ornementale en pleine terre (donc sans consommation des produits cultivés), soit de réaliser des cultures potagères dans des bacs hors-sol avec des terres d'apport répondant aux VRP.

Si au moins une VRO est dépassée, la démarche simplifiée conduit à ne pas retenir le site pressenti pour l'aménagement du jardin collectif. Cependant, comme évoqué précédemment, les valeurs repères n'étant pas des valeurs sanitaires, rien n'interdit à la collectivité territoriale de maintenir son projet, mais à la condition de faire appel à une expertise renforcée, reposant sur la méthodologie nationale de gestion des sites pollués. Le guide propose également des alternatives à la création d'un jardin collectif, en particulier l'aménagement d'un espace de nature en ville, sans accès au sol pour les promeneurs, mais offrant par ailleurs de nombreuses fonctions écologiques : infiltration des eaux de pluie, lutte contre les îlots de chaleur urbains, préservation de la biodiversité.

Le guide conçu par l'ARS Île-de-France dans le cadre du PRSE3 apporte une réponse à la demande des collectivités territoriales pour objectiver la compatibilité des sols des sites qu'ils souhaitent aménager en jardin collectif, à l'aide d'une démarche ne nécessitant pas un haut niveau d'expertise et se basant, à partir d'une étude historique puis de quelques analyses de sol, sur la comparaison des concentrations de composés traceurs de pollution dans les sols avec des valeurs repères définies à ce seul effet. Les valeurs repères, basées sur des données issues de sols peu ou non remaniés, s'avèrent basses et limitent l'usage des sols en milieu fortement urbanisé pour le jardinage. La démarche simplifiée peut ainsi aider les différents acteurs locaux à questionner la pertinence d'installer une activité de jardinage dans un contexte urbain dégradé qui, outre les pollutions de sol, expose potentiellement les usagers à d'autres nuisances urbaines : pollution de l'air et bruit. Pour autant, si le site s'avère incompatible pour accueillir un jardin collectif, le projet peut évoluer afin qu'il apporte toujours des bénéfices intéressants aux riverains et usagers (espace de nature en ville, par exemple). Malgré les multiples avertissements parsemés dans le guide, il existe un risque qu'il soit détourné de sa fonction pour justifier la fermeture de jardins collectifs existants, éventuellement au profit d'opérations immobilières. Cela irait évidemment à l'encontre des enjeux liés au changement climatique qui nous imposent de réduire l'artificialisation des sols, de développer les îlots de fraîcheur, de favoriser l'infiltration des eaux de pluie dans les sols, de lutter contre la perte de biodiversité, de maintenir le lien de l'homme avec son environnement.

20. Valorisation de l'ortie en contexte de phytomanagement des sols pollués

Loïc Yung, Chloé Viotti, Coralie Bertheau-Rossel, Vincent Placet, Michel Chalot

Introduction

La pression démographique associée au développement urbain génère une pression foncière devenue progressivement une préoccupation majeure des agglomérations urbaines et périurbaines, obligeant les politiques à reconsidérer l'ensemble du territoire. Ce phénomène a ainsi conduit à l'élaboration d'une politique de réhabilitation et de reconversion des espaces délaissés, et notamment des friches industrielles potentiellement polluées. Elle s'est traduite en 2007 par l'élaboration de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, actualisée en 2017 (Direction générale de la prévention des risques, 2017). Les démarches de gestion mises en place s'appuient sur les principes suivants : (i) prévenir les pollutions futures ; (ii) mettre en sécurité les sites nouvellement découverts ; (iii) connaître, surveiller et maîtriser les impacts ; (iv) traiter et réhabiliter en fonction de l'usage puis pérenniser cet usage ; et (v) garder la mémoire. Selon la méthodologie, les processus de gestion doivent tenir compte des perspectives de développement durable et se baser sur un bilan environnemental global. En effet, l'objectif est d'atteindre le meilleur niveau de protection de l'Homme et des écosystèmes tout en évitant de mobiliser des ressources disproportionnées au regard des enjeux à protéger. Les techniques de réhabilitation des sols pollués sont classées en cinq catégories : (i) les techniques de confinement, consistant simplement à isoler les contaminants pour éviter les fuites vers les écosystèmes à proximité de la source ; (ii) les traitements physiques qui utilisent des fluides présents dans les sols ou injectés, comme vecteur pour entraîner la pollution vers des points d'extraction ou pour l'immobiliser ; (iii) les traitements chimiques pour dégrader les polluants ou les transformer en des composés moins toxiques ou plus facilement biodégradables ; (iv) les traitements thermiques, qui utilisent de la chaleur pour éliminer le polluant ou le rendre inerte ; (v) les traitements biologiques dans lesquels des micro-organismes et/ou des plantes contribuent à immobiliser ou à dégrader les polluants du sol.

Ces techniques se distinguent par leur mode de mise en œuvre : techniques *ex situ* (hors site) ou *in situ* (sur site). Les traitements hors site consistent à enlever

les terres polluées et à les traiter dans des installations extérieures au site (par exemple, centre de désorption thermique, biocentre, etc.). Les traitements sur site consistent à traiter les terres polluées après leur excavation dans une installation présente sur le site, finalement cette technique traite les terres polluées en place, sans passer par l'étape d'excavation (par exemple, *venting*¹). Bien qu'il soit préconisé de favoriser les traitements *in situ* quelle que soit la nature du polluant afin de limiter la production et le transport de déchets, l'évacuation des terres reste majoritaire dans les opérations de dépollution. Un récent rapport de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) portant sur les 102 projets de renouvellement urbain et de reconversion des friches polluées rapporte que les techniques *in situ* comme le *venting/bioventing* (utilisés dans seulement 7 % des opérations) ou la phytoremédiation (3 %) apparaissent comme étant encore faiblement représentées (Bert, 2012).

De la phytoremédiation au phytomanagement

I Gestion durable des sols pollués par les végétaux

La phytoremédiation regroupe un ensemble de techniques reposant sur la capacité des espèces végétales à extraire, contenir ou dégrader des polluants inorganiques ou organiques (Bert, 2012). Émergentes sur les marchés du traitement et de la gestion des sites et sols pollués, ces techniques douces peuvent s'appliquer *in situ* sur une large variété de sols pollués (par exemple, sols agricoles, friches industrielles, sédiments excavés) en milieu rural et urbain. Elles sont jugées plus conformes aux enjeux du développement durable que les techniques classiques de gestion *ex situ*. Elles constituent également des solutions technico-financières particulièrement bien adaptées aux sites à vastes surfaces polluées, et représentent une alternative ou un complément aux techniques conventionnelles dans le cas de ces pollutions à grande échelle. Bien que l'utilisation de ces techniques reste encore relativement timide en raison d'un manque de recul opérationnel, les réels progrès et avancées issus de ces vingt dernières années ont encouragé leur utilisation dans le secteur des sites et sols pollués (SSP). Le choix des espèces végétales dépend du type de contaminant, des caractéristiques du site et de la stratégie de phytoremédiation adoptée. Les deux principales stratégies de phytoremédiation pour les éléments traces métalliques (ETM) sont : (i) la phytoextraction, l'utilisation de plantes pour extraire les métaux du sol ; et (ii) la phytostabilisation, l'utilisation de plantes tolérantes pour réduire leur mobilité. La phytostabilisation n'a pas pour objectif de dépolluer les sols mais de limiter les risques liés à la présence des contaminants, tant sur le plan environnemental que sanitaire. Certaines typologies de sites industriels tels que les terrils miniers peuvent présenter des concentrations en ETM toxiques pour les organismes en plus d'être totalement

1. Méthode de traitement des sols pollués qui se caractérise par l'extraction de l'air du sol.

dépourvus de matière organique (MO), rendant ainsi les sols stériles et inadaptés à une revégétalisation naturelle. Ces sites sont ainsi particulièrement sujets à l'érosion éolienne et au lessivage des ETM. Dans ces cas particuliers, l'utilisation de plantes adaptées aux conditions particulières du milieu peut permettre une revégétalisation limitant ces phénomènes d'érosion et de lixiviation. En effet, une couverture végétale (i) limite la dispersion éolienne ou hydrique des particules de sol contaminées par les ETM, et (ii) diminue la disponibilité et la mobilité des éléments par accumulation dans les racines et par adsorption et précipitation induites par la rhizosphère (Vangronsveld *et al.*, 2009). Ainsi, dans ce cas, l'un des principaux défis de la phytostabilisation consiste à identifier des espèces candidates. Ces dernières, pour être viables, doivent présenter diverses caractéristiques telles que (i) être tolérantes aux ETM, (ii) avoir un système racinaire étendu, (iii) produire une grande quantité de biomasse et (iv) maintenir une translocation racine-tige aussi faible que possible afin de limiter l'entrée de contaminants dans la chaîne alimentaire.

Alors que la phytoremédiation vise à atténuer les risques, le phytomanagement permet une gestion intégrée des sites, dans laquelle, parallèlement à la prise en compte des risques, les avantages économiques, sociaux, écologiques et environnementaux pour l'humanité sont considérés (Burgess *et al.*, 2018). Selon ce concept, les sols contaminés ne sont plus uniquement considérés comme des sources de danger nécessitant une remise en état, mais comme une ressource capable d'encourager de nombreux services écosystémiques à partir de fonctions écologiques, tels que la production de végétaux ou encore la promotion de la biodiversité. Ainsi, les sols contaminés prennent davantage le statut de ressources durables, capables de produire des plantes à des fins très diverses et rentables. Le phytomanagement peut ainsi se traduire par l'ingénierie ou la manipulation des systèmes sol-plantes-micro-organismes pour contrôler les flux d'ETM dans l'environnement et maximiser les avantages économiques et/ou écologiques tout en minimisant les risques (Robinson *et al.*, 2009). Le phytomanagement a donc pour vocation de contribuer à de nombreux services écosystémiques, tels que la prévention de l'érosion des sols, la gestion de l'écoulement des eaux de surface et souterraines, la fourniture d'espaces verts, la production d'énergie et de matériaux renouvelables, la réduction de la superficie des sols inexploités, l'amélioration de la structure et de la fertilité des sols, et la séquestration du carbone (Cundy *et al.*, 2013). De plus, le rapport coûts/avantages du phytomanagement est généralement inférieur à celui des approches par phytoremédiation en raison des bénéfices économiques engendrés par la biomasse végétale produite et son caractère valorisable. Par conséquent, dans des problématiques complexes où un abattement total de la contamination n'est pas réaliste (par exemple, surface de sol à traiter trop importante ou pollution qui serait située trop en profondeur) ou dans des situations où le site présente une faible valeur foncière, sans projet de reconversion, le phytomanagement permet de donner une fonction économique au parcellaire tout en stabilisant ou en atténuant progressivement la contamination.

■ Valorisation des biomasses produites

Pour présenter un intérêt, les plantes utilisées pour le phytomanagement doivent avoir une croissance rapide, accompagnée d'une forte production de biomasse et présenter des itinéraires culturaux adaptables. Leurs caractéristiques, quant à l'accumulation des ETM, dépendent de l'objectif à plus long terme. Toutefois, la priorité demeure le caractère valorisable (valeur économique ou écologique) de la biomasse produite. Là où le but de la phytoextraction est de produire une biomasse végétale enrichie en ETM, la phytostabilisation vise à produire une biomasse végétale ayant des concentrations proches de leurs concentrations physiologiques. Par conséquent, cette dernière est la plus à même de produire de la biomasse valorisable. Les biomasses issues du phytomanagement peuvent intégrer, dans les conditions fixées par la réglementation, les filières de valorisation existantes à condition qu'elles ne perturbent pas le fonctionnement et la performance des procédés et que les émissions d'ETM soient maîtrisées afin de prévenir les transferts dans l'environnement. La biomasse végétale peut être convertie en bioénergie par des procédés thermiques ou biologiques. Parmi les procédés thermochimiques, le procédé de combustion est le plus couramment utilisé pour convertir la biomasse en gaz, valorisable sous forme de chaleur et d'électricité, tandis que la torréfaction et la pyrolyse sont deux procédés en émergence. Ces procédés ont récemment été mis en œuvre en utilisant des biomasses ligneuses (par exemple, saule, peuplier, miscanthus) issues de projets de phytomanagement à l'échelle de pilotes industriels (projets GREENLAND, PHYTOPOP, BIOFILTEREE et PHYTENER). Enfin, la méthanisation (ou fermentation anaérobie) est un procédé biologique de dégradation partielle de la MO produisant du biogaz, avec diverses filières de valorisation possibles (par exemple, injection dans le réseau de gaz naturel après épuration).

■ L'utilisation de systèmes agroforestiers en contexte de phytomanagement

L'agroforesterie est l'une des approches durables de la gestion des terres où l'agriculture et la foresterie se combinent en un système de production intégré afin d'obtenir un maximum de bénéfices (Kidd et Pimental, 1992). Selon l'ICRAF (Centre international pour la recherche en agroforesterie, aujourd'hui Centre mondial de l'agroforesterie), « l'agroforesterie est une intégration délibérée de composantes ligneuses à des opérations agricoles et pastorales sur une même parcelle, soit dans un ordre spatial ou temporel, de telle sorte que les interactions écologiques et économiques s'y produisent ». L'agroforesterie apparaît comme l'une des alternatives pour planter des arbres hors du contexte forestier (Batish *et al.*, 2008). Le maintien de la végétation spontanée dans des taillis à courtes rotations (TCR) de ligneux à croissance rapide peut représenter une forme d'agroforesterie. Bien que l'agroforesterie et le phytomanagement soient le plus souvent cités indépendamment, leur combinaison a préalablement été proposée. Quelques travaux portant sur des sites contaminés se sont intéressés à des associations végétales entre ligneux à croissance rapide et d'autres espèces végétales

sous-jacentes. D'après Rockwood *et al.* (2004), l'utilisation de systèmes agroforestiers (SAF) en contexte de phytomanagement pourrait accroître la faisabilité économique de la technique, ce qui représente un aspect essentiel pour son acceptation. Les systèmes basés sur des TCR de ligneux à croissance rapide ont été considérés comme étant les plus appropriés à ce type d'application, notamment en raison d'un partage de ressources possible (Rockwood *et al.*, 2004). Parmi les différentes typologies de SAF, cinq ont été identifiées par Garrett et Buck (1997) comme pouvant être déclinées en contexte de phytomanagement. Ces initiatives restent toutefois peu répandues, et, bien que les processus fondamentaux impliqués dans le phytomanagement et l'agroforesterie commencent à être mieux connus, il reste nécessaire d'enrichir les connaissances quant au fonctionnement de ces SAF en présence de contaminants, et notamment en présence d'ETM pour lesquels très peu de retours d'expérience sont disponibles.

L'ortie et ses usages industriels

La grande ortie (*Urtica dioica* L. 1753) (figure 20.1 : A) est une plante herbacée vivace décrite pour la première fois en 1753 par le naturaliste suédois Carl Von Linné. Elle appartient à la famille des *Urticaceae* (embranchement des Angiospermes). Il existe 46 espèces appartenant au genre *Urtica* (Kregiel *et al.*, 2018), terme qui dérive du mot latin *ūr̄tica*, lui-même dérivé du verbe *urere* (« brûler »), ce qui fait référence au caractère urticant de ses poils dont la piqûre peut s'apparenter à une brûlure entraînant une éruption cutanée temporaire. L'ensemble des représentantes de ce genre sont des plantes herbacées, vivaces et munies de poils au niveau de leurs parties aériennes.

■ Éléments d'écologie et de biologie

Dans toute son aire géographique, le genre *Urtica* présente des espèces morphologiquement différentes et, pour certaines, impossibles à distinguer les unes des autres en raison de caractères morphologiques assez disparates. La monoécie (c'est-à-dire, caractère monoïque) est le système sexuel prédominant dans le genre *Urtica*, rapporté pour 11 clades différents (Grosse-Veldmann et Weigend, 2018). Au travers des travaux menés par Grosse-Veldmann *et al.* (2016), ce n'est que récemment que le genre *Urtica* et plus particulièrement 61 des 63 espèces reconnues a fait l'objet d'une étude phylogénétique. Naturellement, l'ortie se retrouve dans des habitats ouverts (par exemple, plaines inondables, pâturages, prairies, bords de chemin) et représente une espèce typique des forêts modérément ombragées. L'ortie est également qualifiée d'espèce de demi-ombre de par sa capacité à se développer dans des conditions d'ombrage modérées, ces conditions ne lui sont toutefois pas optimales. Le sol doit surtout avoir une composition modérée en MO en décomposition mais être riche en azote (plante nitrophile) et en ETM tels que le fer. Une étude récente portant sur un transect latitudinal à travers l'Europe a permis de révéler une présence fréquente de l'ortie sous des saulaies proches de rives (Cronk *et al.*, 2016). *Urtica dioica* est une plante vivace rhizomateuse formant un système souterrain étendu

Figure 20.1. Planche de la grande ortie (*Urtica dioica* L.) présentant la morphologie générale, les fleurs mâles et femelles ainsi que les graines et les fruits (A); observation au microscope d'une coupe transversale de tige d'ortie (B) avec un zoom sur les fibres végétales (C).



Source : Prof. Dr. Otto Wilhelm Thomé, 1885. *Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*. Gera, Germany. www.biolib.de.

et traçant composé de rhizomes (c'est-à-dire, tige aérienne principale s'enracinant et produisant de nouvelles pousses à chaque entre-nœud) et de stolons (c'est-à-dire, tige aérienne secondaire rampante s'enracinant et produisant de nouvelles pousses), lui permettant de se reproduire végétativement et de former des colonies. Les rhizomes sont des structures cylindriques jaunâtres, d'épaisseur variable, pourvues d'un chevelu de fines racines abondamment ramifiées. Le système racinaire de l'ortie est présent dans l'horizon organique à faible profondeur (10-30 premiers centimètres). Les fibres d'orties sont situées entre l'écorce extérieure (épiderme) et le noyau central ligneux. Elles sont composées de fibres de cellulose et d'hémicellulose disposées en faisceaux (figure 20.1 : B et C).

■ Potentiel de valorisation de l'ortie

De tout temps, l'ortie dioïque a été considérée comme une plante aux multiples usages (par exemple, alimentaire, médicinal). À l'époque contemporaine, l'ortie a plutôt

été relayée au statut de « mauvaise herbe » et son utilisation s'en est vue limitée. Néanmoins, depuis une dizaine d'années, l'ortie fait l'objet d'un regain d'intérêt lié à la mise en avant des « phytothérapies » ou encore des matériaux biosourcés. Ainsi, de nombreux travaux ont porté sur l'ortie dans les domaines de la pharmacologie, ou encore de la phytochimie, et son potentiel de valorisation a été revu à plusieurs reprises (pour revue, voir Viotti *et al.*, 2022). L'intégralité des parties de l'ortie présente un potentiel de valorisation en raison de propriétés mécaniques (fibre d'ortie contenue dans la tige), curatives (feuilles, racines) ou alimentaires (feuilles). Les principales filières de valorisation ayant fait l'objet de travaux sont présentées dans le tableau 20.1.

Tableau 20.1. Filières de valorisation explorées pour les différentes parties de l'ortie

Domaine d'application	Utilisation	Partie de la plante
Textile	Cordages et filets de pêche, tissus et toiles, papier, vêtements, teinture naturelle	Fibre végétale de la tige, racines et feuilles pour les teintures
Biomatériaux	Biocomposite, panneaux composites de fibres de bois	Fibre végétale de la tige
Médecine	Anémie, rhumatisme, goutte, eczéma, diurétique, hypoglycémie, hypotension, prostatite bénigne, hyperplasie, problèmes cardiovasculaires, arthrite, rhinite allergique, antioxydant, antimicrobien, antifongique, antiviral, antiulcéreux	Feuilles, graines, racines, extraits aqueux et alcooliques
Cosmétique	Savons, shampooings, lotions pour la peau	Racines, feuilles
Alimentaire	Salade, quiches, soupes, tisane	Jeunes feuilles
Culture fourragère	Compléments alimentaires pour volaille, bovins, chevaux, porcs, poissons	Plante entière
Agronomie	Biopesticides d'origine végétale	Racines, feuilles, tiges

Source : Viotti *et al.* (2022)

■ Intérêt de l'ortie pour la filière fibre

La grande ortie a une longue histoire en tant que fibre textile de remplacement du lin, remontant à l'époque médiévale. Elle a également été utilisée plus récemment pendant les deux guerres mondiales, lorsque d'autres cultures, comme le coton, étaient manquantes (Di Virgilio *et al.*, 2015). La fibre peut aussi être utilisée pour la fabrication de cordes, de papier et de matériaux composites (Bisht *et al.*, 2012). Comme le lin et le chanvre, les fibres d'ortie sont biodégradables, elles nécessitent peu d'énergie à

produire et sont extraites d'une source renouvelable. La fibre d'ortie n'a rien à envier aux autres matériaux, qu'ils soient pétrosourcés ou biosourcés, la littérature montre qu'elle peut être deux fois plus rigide et résistante que celle du chanvre et supérieure à celle du lin avec des propriétés de rigidité et de résistance en traction variant respectivement en moyenne de 65 GigaPascal (GPa) (Dreyer *et al.*, 2002 ; Franck, 2005) à 87 GPa (Bodros et Baley, 2008) et de 740 MegaPascal (MPa) à 1594 MPa. Compte tenu de sa faible masse volumique (environ 1500 kg/m³), ses propriétés (tableau 20.2) dépassent également celles des fibres de verre. La fibre d'ortie pourrait ainsi se substituer à des fibres de verre ou de carbone pour la production de matériaux composites dans divers domaines applicatifs tels que le transport terrestre et aérien et le bâtiment.

Tableau 20.2. Propriétés de traction des fibres d'ortie (*Urtica dioica* L.) par rapport aux autres fibres lignocellulosiques européennes et aux fibres synthétiques habituelles

Type de fibres		Module élastique (GPa)	Résistance (MPa)	Déformation à rupture (%)
Ortie (<i>Urtica dioica</i> L.)	Gamme	36-87	711-2196	2,11-2,80
		87 ± 28	1594 ± 640	2,11 ± 0,91
		79 ± 29	2196 ± 801	2,80 ± 0,90
	M ± ET	36 ± 19	812 ± 451	2,14 ± 0,81
		53 ± 24	711 ± 427	1,37 ± 0,53
		54 ± 17	1314 ± 552	2,62 ± 1,16
Lin (<i>Linum usitatissimum</i> L.)	Gamme	37-75	595-1510	1,60-3,60
	M ± ET	54 ± 15	1339 ± 486	3,27 ± 0,84
Chanvre (<i>Cannabis sativa</i>)	Gamme	14-44	285-889	0,80-3,30
	M ± ET	25 ± 11	636 ± 253	2,10 ± 0,70
Verre	Gamme	70-85	2000-3700	2,50-5,30
Carbone	Gamme	150-500	1300-6300	0,30-2,20

Valeurs moyennes (M) et écart-type (ET) d'un ensemble de données.
Source : Viotti *et al.* (2022)

À ce jour, la part des fibres végétales (principalement représentées par le lin) représente environ 11% (en volume) du marché mondial des renforts pour matériaux composites, avec une forte marge de progression (JEC Observer, 2020). Les études prospectives prévoient un fort développement du marché des fibres issues des plantes annuelles avec une augmentation évaluée à 300% dans les vingt-cinq prochaines années (Shah, 2013). L'augmentation de cette demande en fibres pour des applications techniques requiert également d'accroître les surfaces cultivées. D'ici vingt-cinq ans, des prospectives

montrent que les besoins en fibres végétales pour des usages matériaux pourraient représenter environ 300 000 ha (Meirhaeghe, 2011), le gisement moyen actuel étant d'environ 100 000 ha. À ce jour, en Europe, les principales plantes annuelles utilisées sont le lin et le chanvre avec respectivement une part relative de 64 % et 10 % du marché (Shah, 2013). La forte augmentation des besoins en fibres issues de plantes annuelles nécessite l'émergence de nouveaux bassins de production, reposant sur de nouvelles espèces prometteuses telles que l'ortie. Malgré un potentiel de valorisation prometteur, la culture de l'ortie nécessite de lever certains verrous techniques, engendrant une faible disponibilité en matière première, ce qui n'a à ce jour pas permis de développer des utilisations industrielles.

Phytomanagement et production d'ortie : cas d'étude

■ L'ortie spontanée en système agroforestier

Deux peupleraies expérimentales, implantées dans le cadre du projet BIOFILTERE (Saint-Symphorien-sur-Saône et Fresnes-sur-Escaut), ont été étudiées pour la production d'ortie sous couvert ligneux. Ces deux dispositifs ont été installés sur des sols contaminés. Le site de Saint-Symphorien-sur-Saône est contaminé par le mercure (Hg) (3,5 mg/kg sol sec), tandis que celui de Fresnes-sur-Escaut comporte un mélange d'arsenic (As) (20 mg/kg sol sec), de cadmium (Cd) (15 mg/kg), de plomb (Pb) (541 mg/kg sol sec) et de zinc (Zn) (2 200 mg/kg sol sec). Les deux parcelles expérimentales mises en place en 2011 ont évolué conjointement et ont été naturellement colonisées par l'ortie, en densité variable selon le cultivar de peuplier présent. À partir de deux sites ateliers contaminés par des ETM et d'une approche multidisciplinaire, nos travaux ont permis de mieux comprendre le fonctionnement de cet agrosystème et d'appréhender de quelle manière l'ortie, de par son caractère spontané et en tant qu'espèce accompagnatrice de ligneux, contribue aux performances environnementales, écologiques et économiques de cet agrosystème.

■ Une plante à fibre avec un potentiel de phytostabilisation

Les résultats montrent que, pour les sols considérés, les teneurs en contaminants dans les fibres libériennes d'ortie étaient faibles, comparables à celles recueillies dans des zones témoins non polluées. Dans les feuilles d'orties collectées *in situ* sur des sites contaminés, les teneurs en Cd, Hg, Pb, Zn, Cu (Jeannin *et al.*, 2020 ; Paukszto et Miroslawski, 2019), et Mn (Paukszto et Miroslawski, 2019) étaient bien inférieures aux teneurs toxiques rapportées par Kabata-Pendias (2000). En raison de teneurs en contaminants quasi nulles dans les fibres, la valorisation de cette biomasse pour une utilisation matérielle apparaît possible. Les niveaux d'ETM dans les racines d'ortie sont généralement beaucoup plus élevés que ceux mesurés dans

les feuilles. Ces résultats laissent ainsi supposer que l'ortie serait une plante adaptée à la phytostabilisation des sites contaminés par les ETM. Toutefois, en raison de son système racinaire très superficiel, cette stabilisation *via* les racines ne semble effective que dans les premiers centimètres de sol, ce qui appuie la nécessité de la combiner avec une espèce ligneuse. Comparativement à des cultures de plantes à fibre traditionnelles, sur terres agricoles en Europe, les rendements obtenus en contexte de phytomanagement étaient inférieurs. Cependant, les propriétés de traction des fibres libériennes, extraites mécaniquement sans rouissage au champ ni traitement alcalin préalable, étaient égales ou supérieures à celles du chanvre industriel et du lin. Pour cette raison, les orties spontanées représentent un complément intéressant aux cultures textiles européennes traditionnelles pour les applications matérielles.

■ L'ortie héberge une vaste diversité d'insectes dont l'exposition au Hg est déterminée par leurs traits de vie

L'intégration de l'ortie dans les stratégies de phytomanagement apporte également des avantages substantiels en ce qui concerne la biodiversité. Les approches récentes d'optimisation des systèmes de phytomanagement soulignent l'importance des assemblages entre les cultures et les espèces spontanées (Parraga-Aguado *et al.*, 2014) pour favoriser la réhabilitation écologique de ces terres marginales (Boisson *et al.*, 2016). En milieu naturel, l'ortie a été décrite comme un « réservoir à insectes », abritant notamment une importante biodiversité auxiliaire (Davis, 1983; James *et al.*, 2015). Dans le cas d'une co-culture, ces auxiliaires pourraient favoriser la stabilité et la pérennité du TCR de peuplier, connu comme étant particulièrement sensible aux insectes nuisibles. Un inventaire entomologique conduit sur deux années consécutives à l'échelle de l'agrosystème peuplier-ortie, installé sur la friche de Saint-Symphorien-sur-Saône contaminée par le Hg (figure 20.2), a permis de mettre en évidence une importante diversité entomologique, remplissant des fonctions écologiques variées. La diversité taxonomique et fonctionnelle des insectes liés à l'ortie était comparable à celles du milieu naturel. Dans cette étude, l'ortie conditionnait la présence de la majorité des insectes de l'agrosystème et notamment de la quasi-totalité des auxiliaires, devant le peuplier et les autres espèces herbacées accompagnatrices, ce qui confirme son caractère de réservoir à insectes bénéfiques sur les sites contaminés étudiés. Le cortège entomologique auxiliaire de l'ortie semble donc contribuer à la pérennité de l'ensemble de l'agrosystème (Yung, 2020). Dans le réseau trophique lié à l'ortie, les concentrations totales de Hg augmentaient comme suit : orties < herbivores < prédateurs primaires < prédateurs secondaires. Ces espèces, dont la présence est favorisée par l'anthropisation du site, agissent comme vecteurs d'entrée d'importantes quantités de Hg dans le réseau trophique associé à ce dispositif agroforestier. Ces taxons doivent faire l'objet d'une attention particulière dans les suivis de biodiversité sur les sites contaminés revégétalisés (Yung *et al.*, 2019).

Figure 20.2. Orties ayant spontanément colonisé la strate herbacée d'une peupleraie en taillis à courte rotation éclaircie en 2019, installée sur la friche industrielle de Saint-Symphorien-sur-Saône



© Michel Chalot

■ Le développement de l'ortie est favorisé par la présence d'espèces ligneuses

Les facteurs propices à l'apparition de l'ortie sous les peupliers ont principalement été étudiés sur le site de Saint-Symphorien-sur-Saône, mais il est probable que ces mêmes facteurs aient conditionné son apparition dans la parcelle de Fresnes-sur-Escaut également. En plus de l'apport de MO et de nutriments dans les horizons de surface du sol, *via* la chute des feuilles, les peupliers fournissent des conditions de demi-ombre limitant la compétition de l'ortie avec d'autres plantes (Yung, 2020). Ce phénomène favorise ainsi son développement sous forme de denses colonies quasi monospécifiques. De plus, la rhizosphère semble être le lieu d'interactions tripartites complexes entre les plantes et les micro-organismes associés. En effet, une étude orientée sur les communautés fongiques rhizosphériques du SAF peuplier-ortie a permis d'apporter des premières données sur le microbiome de l'ortie, mais également de mettre en évidence un partage de certaines espèces de champignons, appartenant notamment à des champignons mycorrhiziens, entre ces deux plantes (Yung *et al.*, 2021). Cette observation suggère la présence d'un réseau mycélien commun reliant ces deux plantes et permettant un potentiel partage de ressources. Le peuplier semble ainsi avoir une influence sur les communautés fongiques associées aux racines d'ortie. Contrairement aux insectes liés à l'ortie, la structure de la communauté fongique semble être affectée par la contamination (Yung *et al.*, 2021). Le peuplier semble donc modifier l'environnement de l'ortie, et ce, de manière favorable à son développement.

■ L'ortie : une source de fibres pour la filière biomatériaux

Les tiges d'ortie prélevées en contexte de phytomanagement ont été défibrées, ce qui a permis de produire séparément plusieurs fractions de matière (figure 20.3) : (i) les fibres

longues (présentes dans la zone périphérique de la tige) pouvant être utilisées pour la production de textile pour l'habillement ou en renforts pour applications techniques et composites (photo de gauche) ; (ii) des particules correspondant à la partie interne de la tige (le bois) broyée lors de l'opération de défibrage. Ces particules sont communément appelées anas pour le lin et chènevotte pour le chanvre et peuvent être utilisées pour le paillage végétal ou animal, pour la réalisation d'isolants ou de panneaux (photo du centre) ; et (iii) de la poussière pouvant être utilisée pour de la production d'énergie ou sous forme de charge dans des matrices organiques ou minérales (photo de droite).

Figure 20.3. Fibres d'ortie après traitement mécanique



© Vincent Placet

Les travaux décrits ci-dessus ont porté sur la durabilité de l'ortie spontanément cultivée sur un sol contaminé par des métaux. Nos résultats démontrent que l'utilisation de sols contaminés par des ETM est une option pertinente pour développer la biomasse cultivée à des fins matériaux et en même temps atténuer le conflit d'utilisation des terres entre les besoins alimentaires et la demande croissante de matières premières de fibres végétales. La teneur en oligo-éléments des fibres d'ortie est bien inférieure au seuil tolérable pour les cultures agronomiques.

Notre ensemble de résultats est prometteur en vue d'une utilisation matérielle. En effet, les économies associées au manque de plantation/semis, d'entretien des cultures et d'intrants peuvent motiver la récolte de parcelles à faible rendement. La question de la mécanisation de la récolte, de la collecte et du transport et donc de l'équilibre économique reste cependant ouverte, ainsi que la généralisation des résultats à d'autres sites.

Conclusion

Ces travaux, pionniers dans le domaine du phytomanagement, ont pour la première fois mis en lumière la possibilité et l'intérêt d'adopter une démarche agroforestière pour le phytomanagement de sites pollués par les ETM. À partir d'une approche multidisciplinaire déployée sur deux sites expérimentaux situés en France, dans lesquels

l'ortie s'est développée spontanément, nous avons validé la viabilité du SAF peuplier-ortie pour ce type d'application. Ces travaux ont permis de faire émerger certains facteurs clés, tels que la luminosité, favorables à un développement spontané de l'ortie sous des peupliers. Nous avons également révélé un fonctionnement complexe de cet agrosystème à l'interface rhizosphérique, compartiment charnière dans lequel les micro-organismes fongiques semblent jouer le rôle d'intermédiaire dans les interactions entre ces deux plantes. Par ailleurs, nous avons pu évaluer le potentiel de ce dispositif pour répondre aux enjeux du phytomanagement et promouvoir des services écosystémiques. Ainsi, la valeur ajoutée de l'ortie réside dans (i) sa capacité à stabiliser les contaminants au niveau de ses parties souterraines afin d'éviter certains phénomènes entraînant une dissémination des ETM, (ii) sa capacité à promouvoir une diversité entomologique auxiliaire et favorable à la restauration écologique de ces sites, et enfin (iii) la qualité de ses fibres et la possibilité de les utiliser pour des applications textiles et matériaux. Accessoirement, les plantations d'ortie présentent aussi un caractère dissuasif, utile notamment en contexte urbain et périurbain. Bien que les rendements de l'ortie sur les sites étudiés soient relativement faibles en raison du caractère spontané de la plante, la marge de progression quant à la productivité reste importante. Enfin, les questions liées à la mécanisation de la récolte, à la collecte et au transport de la biomasse, directement liées à l'équilibre économique de ce système, sont des points à considérer, et ce au regard des contaminants présents (Viotti *et al.*, 2022).

Remerciements

Les travaux mentionnés ont été soutenus par l'Ademe (projet PHYTOFIBER, subvention n° 1772C0018), par l'ANR (projet BIOFILTREE, subvention n° 2010-INTB-1703-03, programme « blanc » international), par la Fondation de France et l'Ademe (allocation de thèse Loïc Yung), le ministère français de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation (allocation de thèse Chloé Viotti) et par le programme de recherche et d'innovation Horizon 2020 de l'Union européenne (projet NETFIB, ERA-NET Cofund SusCrop subvention n° 771134 et ANR-18-SUSC-0002, programme FACCE-JPI).

Références bibliographiques

- Batish D. R., Kohli R. K., Jose S., Singh H. P., 2008. *Ecological basis of agroforestry*. CRC Press, Boca Raton, 400 p.
- Bert V., 2012. *Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués. État de l'art et guide mise en œuvre*. Rapport Ademe, EDP Sciences, Les Ulis, 112 p.
- Bisht S., Bhandari S., Bisht N. S., 2012. *Urtica dioica* (L): an undervalued, economically important plant, *Agricultural Science Research Journal*, 2, 250-252.
- Bodros E., Baley C., 2008. Study of the tensile properties of stinging nettle fibres (*Urtica dioica*), *Materials Letters*, 62 (14), 2143-2145. <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2007.11.034>

- Boisson S., Le Stradic S., Collignon J., Séleck M., Malaisse F., Ngoy Shutcha M., Faucon M.-P., Mahy G., 2016. Potential of copper-tolerant grasses to implement phytostabilisation strategies on polluted soils in South D. R. Congo, *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 13693-13705. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5442-2>
- Burges A., Alkorta I., Epelde L., Garbisu C., 2018. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites, *International Journal of Phytoremediation*, 20 (4), 384-397. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1365340>
- Cronk Q., Hidalgo O., Pellicer J., Percy D., Leitch I., 2016. *Salix* transect of Europe: variation in ploidy and genome size in willow-associated common nettle, *Urtica dioica* L. sens. lat., from Greece to arctic Norway, *Biodiversity Data Journal*, 4, e10003. <https://doi.org/10.3897/BDJ.4.e10003>
- Cundy A. B., Bardos R. P., Church A., Puschenreiter M., Friesl-Hanl W., Müller I., Neu S., Mench M., Witters N., Vangronsveld J., 2013. Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for «gentle» remediation approaches: The European context, *Journal of Environmental Management*, 129, 283-291. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.032>
- Davis B. N. K., 1983. *Insects on nettles*. Cambridge, Cambridge, University Press, 68 p.
- Di Virgilio N., Papazoglou E. G., Jankauskiene Z., Di Lonardo S., Praczyk M., Wielgusz K., 2015. The potential of stinging nettle (*Urtica dioica* L.) as a crop with multiple uses, *Industrial Crops and Products*, 68, 42-49. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.08.012>
- Direction générale de la prévention des risques, 2017. *Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués*. Rapport ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, 27 p.
- Dreyer J., Müssig J., Koschke N., Ibenthal W.-D., Harig H., 2002. Comparison of Enzymatically Separated Hemp and Nettle Fibre to Chemically Separated and Steam Exploded Hemp Fibre, *Journal of Industrial Hemp*, 7, 43-59. https://doi.org/10.1300/J237v07n01_05
- Edwards S. C., MacLeod C. L., Lester J. N., 1998. The Bioavailability of Copper and Mercury to the Common Nettle (*Urtica dioica*) and the Earthworm *Eisenia Fetida* from Contaminated Dredge Spoil, *Water, Air, and Soil Pollution*, 102, 75-90. <https://doi.org/10.1023/A:1004993912639>
- Franck R.R., 2005. *Bast and Other Plant Fibres*. Woodhead Publishing Limited, Cambridge, 432 p.
- Garrett H. E., Buck L., 1997. Agroforestry practice and policy in the United States of America, *Forest Ecology and Management*, 91 (1), 5-15. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03884-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03884-4)
- Grosse-Veldmann B., Nürk N. M., Smissen R., Breitwieser I., Quandt D., Weigend M., 2016. Pulling the sting out of nettle systematics – A comprehensive phylogeny of the genus *Urtica* L. (*Urticaceae*), *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 102, 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2016.05.019>
- Grosse-Veldmann B., Weigend M., 2018. The geometry of gender: hyper-diversification of sexual systems in *Urtica* L. (*Urticaceae*), *Cladistics*, 34 (2), 131-150. <https://doi.org/10.1111/cla.12193>
- James D. G., Lauby G., Seymour L., Buckley K., 2015. Beneficial insects associated with stinging nettle, *Urtica dioica* Linnaeus, in central Washington State, *The Pan-Pacific Entomologist*, 91 (1), 82-90. <https://doi.org/10.3956/2014-91.1.082>
- Jeannin T., Yung L., Evon P., Labonne L., Ouagne P., Lecourt M., Cazaux D., Chalot M., Placet V., 2020. Native stinging nettle (*Urtica dioica* L.) growing spontaneously under short rotation coppice for phytomanagement of trace element contaminated soils: Fibre yield, processability and quality, *Industrial Crops and Products*, 145, 111997. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.111997>
- JEC Observer, 2020. *Overview of the global composites market 2019-2024*. JEC Group, 195 p.
- Kabata-Pendias A., 2000. *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, 432 p. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>
- Kidd C. V., Pimental D., 1992. *Integrated Resource Management: Agroforestry for Development*, Academic Press, San Diego, 223 p.

- Kregiel D., Pawlikowska E., Antolak H., 2018. *Urtica* spp.: Ordinary Plants with Extraordinary Properties. *Molecules*, 23 (7), 1664. <https://doi.org/10.3390/molecules23071664>
- Meirhaeghe C., 2011. *Évaluation de la disponibilité et de l'accessibilité de fibres végétales à usage matériaux en France*. Rapport Ademe, Fibres Recherche Développement, 84 p.
- Parraga-Aguado I., Querejeta J.-I., González-Alcaraz M.-N., Jiménez-Cárceles F. J., Conesa H. M., 2014. Usefulness of pioneer vegetation for the phytomanagement of metal(loid)s enriched tailings: Grasses vs. shrubs vs. Trees, *Journal of Environmental Management*, 133, 51-58. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.001>
- Paukszto A., Miroslawski J., 2019. Using stinging nettle (*Urtica dioica* L.) to assess the influence of long term emission upon pollution with metals of the Tatra National Park area (Poland), *Atmospheric Pollution Research*, 10 (1), 73-79. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.06.004>
- Robinson B. H., Bañuelos G., Conesa H. M., Evangelou M. W. H., Schulin R., 2009. The Phytomanagement of Trace Elements in Soil, *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28 (4), 240-266. <https://doi.org/10.1080/07352680903035424>
- Rockwood D. L., Naidu C. V., Carter D. R., Rahmani M., Spriggs T. A., Lin C., Alker G. R., Isebrands J. G., Segrest S. A., 2004. Short-rotation woody crops and phytoremediation: Opportunities for agroforestry?, *Agroforestry Systems*, 61, 51-63. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000028989.72186.e6>
- Shah D. U., 2013. Developing plant fibre composites for structural applications by optimising composite parameters: a critical review, *Journal of Materials Science*, 48, 6083-6107. <https://doi.org/10.1007/s10853-013-7458-7>
- Vangronsveld J., Herzog R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., van der Lelie D., Mench M., 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field, *Environmental Science and Pollution Research*, 16, 765-794. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0213-6>
- Viotti C., Albrecht K., Amaducci S., Bardos P., Bertheau C., Blaudez D., Bothe L., Cazaux D., Ferrarini A., Govilas J., Gusovius H.-J., Jeannin T., Lühr C., Müssig J., Pilla M., Placet V., Puschenreiter M., Tognacchini A., Yung L., Chalot M., 2022. Nettle, a Long-Known Fiber Plant with New Perspectives, *Materials*, 15, 4288. <https://doi.org/10.3390/ma15124288>
- Yung L., 2020. *Fonctionnement et performances du système agroforestier peuplier ortie en contexte de phytomanagement*. Thèse de doctorat, spécialité Biologie des populations et Écologie, université de Bourgogne Franche-Comté, 303 p.
- Yung L., Bertheau C., Cazaux D., Regier N., Slaveykova V. I., Chalot M., 2019. Insect Life Traits Are Key Factors in Mercury Accumulation and Transfer within the Terrestrial Food Web, *Environmental Science and Technology*, 53 (19), 11122-11132. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04102>
- Yung L., Bertheau C., Tafforeau F., Zappellini C., Valot B., Maillard F., Selosse M.-A., Viotti C., Binet P., Chiapusio G., Chalot M., 2021. Partial overlap of fungal communities associated with nettle and poplar roots when co-occurring at a trace metal contaminated site, *Science of The Total Environment*, 782, 146692. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146692>

21. Les démarches de valorisation hors site des terres excavées en projets d'aménagement

Vers l'intégration des enjeux de santé humaine et de santé des sols

Samuel Coussy, Noémie Dubrac

Introduction

L'excavation de terres lors de chantiers de construction et leur utilisation en remblais est une activité ancienne ; ainsi, depuis l'Antiquité, les constructions successives en zones urbaines ont nécessité des terrassements qui ont surélevé les villes. Comme le précise Laurent (2007), dans toutes les villes historiques, plusieurs mètres de matériaux séparent la surface actuelle du toit des couches géologiques. En effet, selon Galinié (2003), tout creusement s'accompagne de la production de remblai dont il faut se débarrasser, soit en le régalant à proximité, soit en comblant un autre creux, soit encore en le charroyant. Ce constat permet de catégoriser une terre excavée comme un déchet, ce qui rejoint le statut de déchet actuel pris par les terres excavées lorsqu'elles sortent de leur site d'excavation (MTE, 2022). Les terres excavées utilisées pour le remblaiement doivent répondre à des critères mécaniques de stabilité, et éventuellement de fertilité si des activités agricoles ou potagères sont envisagées au droit de la zone de comblement. Cependant, depuis la révolution industrielle, même si la vocation intrinsèque de ces remblaiements n'a pas changé, les terres excavées utilisées pour assurer ces fonctions de support ont pu être polluées par les activités industrielles (voir par exemple Coussy *et al.*, 2017). Or, l'attention portée à l'impact potentiel de remblais pollués sur la santé humaine est assez récente, et plus récente encore celle portée à l'impact sur la qualité des sols.

En France, la mise en place d'une politique nationale de gestion des sites et sols pollués date des années 1990, avec la prise de conscience de l'héritage du long passé industriel (la première circulaire relative aux sites et sols pollués date de 1993). Les années 2000 ont permis de réaliser une évaluation de cette politique nationale embryonnaire en proposant en 2007 une nouvelle approche de gestion des sites et sols pollués, au travers de la note ministérielle du 8 février 2007. Cette politique nationale, refondue en 2017, se base sur la gestion des risques sur la santé humaine proportionnée suivant l'usage des sols.

C'est à cette même période, dans le périmètre de cette politique nationale de gestion des sites et sols pollués, que des travaux relatifs à la valorisation hors site des terres excavées ont été initiés. Ces travaux visaient à encadrer les pratiques de valorisation des terres excavées en remblai, pour éviter de disperser les pollutions d'origine anthropique, sans pour autant bloquer les pratiques qui vont dans le sens de l'économie circulaire. Ils ont conduit au fil des années à la mise en place de plusieurs guides méthodologiques, dont les dernières versions datent de 2020 (MTES, 2020a ; 2020b).

Notre propos vise ici à montrer comment la santé humaine, mais aussi la « santé des sols » – même si le sens de cette notion est encore discuté à l'heure actuelle (voir par exemple Janzen *et al.*, 2021) –, ont été prises en compte dans les méthodologies successives de valorisation hors site des terres excavées à travers une approche basée initialement sur des études au cas par cas, qui a évolué vers la mise en place de valeurs limites génériques sur certaines substances polluantes. Les évolutions concernant la traçabilité de ces terres seront aussi abordées, sachant qu'elles font partie intégrante de la sécurisation de la valorisation des terres. Enfin, un point spécifique concernant l'avenir de la valorisation des terres excavées en construction de sols fertiles conclura cet exposé. La perspective de recréer *ab initio* des sols fertiles à partir de terres excavées rencontre actuellement un écho favorable, à une époque où des mesures de réduction de l'artificialisation des sols deviennent vitales et où une réglementation de préservation de cette ressource se met en place.

Prise en compte de la santé humaine dans les guides de valorisation hors site des terres excavées dans des projets d'aménagement

Bien que la valorisation des terres soit pratiquée depuis l'Antiquité, la grande majorité des terres évacuées des chantiers est actuellement dirigée vers des installations de stockage de déchets qui bénéficient d'un maillage important sur le territoire, ce qui limite les coûts de transport, et permet de bien cadrer, d'un point de vue réglementaire, la responsabilité du producteur initial du déchet. Les installations de stockage de déchets étant classées comme installation pour la protection de l'environnement (ICPE), elles ont l'avantage de maîtriser l'impact environnemental de ces matériaux grâce aux exigences liées à la mise en œuvre de l'installation, aux procédures d'acceptation des déchets et au suivi environnemental.

La saturation progressive des installations de stockage et la difficulté d'en créer de nouvelles engendrent des coûts d'élimination de plus en plus importants. Cet impact économique et la prise de conscience de l'incohérence de se débarrasser des terres pouvant répondre à un besoin ont encouragé les acteurs de la filière à se tourner vers des voies de valorisation. La valorisation des terres excavées est également encouragée par le cadre réglementaire fixé par le Code de l'environnement et les lois Grenelle I et II, et plus récemment par la loi 2020-105 promulguée le 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire (loi AGEC).

Cependant, si la réglementation incite très clairement à la valorisation des déchets au profit de l'élimination/stockage à travers une hiérarchisation du mode de gestion des déchets (art. L. 541-2 du Code de l'environnement), elle mentionne aussi que cette valorisation doit se faire « sans mettre en danger la santé humaine et sans nuire à l'environnement » (art. L. 541-1 du Code de l'environnement). La démonstration de l'innocuité des terres excavées est donc une nécessité préalable à leur utilisation. Or, compte tenu du nombre important de substances pouvant nuire à l'environnement, des nombreuses voies de transfert des composés et de l'ensemble des cibles environnementales envisageables, cette démonstration constitue un défi pour la plupart des acteurs amenés à réaliser des mouvements de terres.

Pour cela, des guides méthodologiques nationaux de valorisation des terres excavées ont été mis en place dans un objectif de développement durable, de protection des populations et de l'environnement. Le premier guide (Blanc, 2012), initié dès 2012, concernait la valorisation hors site des terres excavées, issues de sites et sols potentiellement pollués, en projet d'aménagement. La démarche proposée alors était basée sur une approche au cas par cas, très similaire à la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués¹ et exigeant l'absence d'impact des terres vis-à-vis de l'usage futur. Cette démarche permettait de garantir l'absence d'impact des terres excavées sur :

- les sols déjà en place : le principe était de ne pas dégrader la qualité des sols présents, en évitant de disperser les éventuelles pollutions des terres d'apport. L'environnement local du site devait être pris en compte pour fixer les seuils à ne pas dépasser ;
- la ressource en eau : les terres ne devaient pas impacter la ressource en eau au droit du site receveur. La qualité de la ressource en eau et sa vulnérabilité étaient prises en compte dans ce critère, et des seuils obtenus par une étude spécifique permettaient de s'assurer du respect de ce critère ;
- l'Homme : les terres ne devaient pas nuire à la santé humaine. Afin de justifier l'absence d'impact des terres sur l'Homme, les teneurs des terres excavées devaient respecter des valeurs seuils fournies pour certaines substances ou être validées par des études de risques sanitaires pour un scénario d'usage bien spécifié pour d'autres substances.

La démarche, contraignante, nécessitait des études spécifiques pour chaque chantier pour s'assurer de l'innocuité des terres pour l'usage envisagé et n'a pas rencontré le succès, malgré la demande liée à cette filière en voie de développement.

C'est ainsi qu'en 2015 une nouvelle méthodologie a été proposée, plus pragmatique selon les acteurs car elle proposait des valeurs seuils génériques permettant de s'assurer de cette innocuité sans avoir nécessairement à réaliser d'étude spécifique. La méthodologie reprend la vérification de l'absence d'impact pour les trois critères précédemment cités mais les décline progressivement selon trois échelles spatiales (tableau 21.1) : (i) une approche nationale qui propose des valeurs seuils libératoires ; (ii) une approche locale urbaine qui adapte les seuils nationaux aux spécificités géochimiques des territoires ; (iii) une approche locale qui reprend la méthodologie de 2012.

1. <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/methodologie/methodologie-nationale-gestion-ssp>

Tableau 21.1. Critères de maintien de la qualité des sols, de préservation de la ressource en eau et de compatibilité sanitaire déployés aux trois échelles spatiales

	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
	Approche nationale	Approche locale urbaine	Approche spécifique au site
Usage projet d'aménagement	Valeurs seuils nationales :	Étude régionale ou urbaine :	Étude au cas par cas :
Condition A : Maintien de la qualité des sols du site receveur			
	Libératoires	Comparaison au fond pédogéochimique	Caractérisation du site receveur
Condition B : Préservation de la ressource en eau			
	Libératoires	Respect de valeurs libératoires. Si dépassement, valorisation sous certaines conditions uniquement	Valorisation sous certaines conditions
Condition C : Compatibilité sanitaire des terres d'apport avec l'usage futur du site			
	Libératoires	Respect de valeurs libératoires. Si dépassement, comparaison à des valeurs seuils VS ou EQRS* spécifique	Comparaison à des valeurs seuils VS ou EQRS spécifique

* EQRS : évaluation quantitative des risques sanitaires.

Les valeurs seuils de niveau 1 (approche nationale) proposées en 2015 ont été élaborées afin de garantir le respect des trois critères environnementaux et sanitaires. Ces valeurs seuils concernent les éléments traces métalliques (ETM), des composés organiques persistants (PCB, dioxines et furanes, HAP²) et des composés organiques (HCT, COHV, BTEX³). Les valeurs ont été élaborées sur la base d'une revue bibliographique des valeurs de fond disponibles en France pour les ETM et les composés organiques persistants, et sur la base de calculs de risques sanitaires pour les composés organiques (tableaux 21.2 et 21.3).

Cette méthodologie élaborée en 2015 a servi de socle pour l'élaboration de guides complémentaires pour la valorisation des terres excavées en projet d'aménagement. Ces guides reprennent les trois critères d'impact à respecter avec la justification de

2. PCB : polychlorobiphényles ; HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques.

3. HCT : hydrocarbures totaux ; COHV : composés organiques halogénés volatils ; BTEX : benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes.

leur prise en compte, et les trois échelles spatiales. Malheureusement et malgré la tentative d'harmonisation menée par le ministère en charge de l'environnement entre 2021 et 2023, des divergences méthodologiques persistent avec les guides de valorisation des matériaux alternatifs (dont les terres excavées) en technique routière qui ne prennent pas en compte le maintien de la qualité des sols.

Tableau 21.2. Liste des valeurs seuils de niveau 1 pour les éléments traces métalliques et les composés organiques persistants

Famille	Substance	Valeurs seuils de niveau 1 (mg/kg MS, analyse en contenu total)
Éléments traces métalliques	As	25
	Ba*	150
	Cd	0,4
	Co*	20
	Cr ¹	90
	Cu	40
	Hg ¹	0,1
	Mo*	1,5
	Ni	60
	Pb	50
	Sb*	1
	Se*	1
	Zn	150
	PCB (somme des 7 congénères)	0,1
Composés organiques persistants	Dioxines/furanes*	2 mg/kg MS (exprimé en TEQ OMS 1998 [nd = LQ] et hors contribution PCB-dl)
	Somme des 16 HAP ²	10

* Les substances comportant un astérisque ne sont pas vérifiées systématiquement mais éventuellement recherchées en fonction des résultats de l'étude historique et documentaire.

¹ En cas de présence de Cr(VI) ou de mercure organique, il sera nécessaire d'adopter une démarche de niveau 3 et de ne pas prendre en compte les valeurs proposées dans ce tableau.

² Le naphthalène fait également l'objet d'une valeur seuil spécifique présentée dans le tableau 21.3. Les valeurs seuils définies pour les PCB concernent les 7 congénères : PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180.

Bien que novatrice dans son approche avec la proposition de valeurs seuils, la méthodologie de 2015 reste encore critiquée : (i) les valeurs seuils de niveau 1 (approche nationale) proposées dans une approche sécuritaire pour l'environnement et la santé

Tableau 21.3. Liste des valeurs seuils de niveau 1 pour les substances organiques

Famille	Substance	Valeurs seuils (mg/kg MS, en contenu total)
HC	Hydrocarbures C5-C10	40
	Hydrocarbures C10-C40	50
BTEX	Benzène	0,05
	Somme des TEX (Toluène, Éthylbenzène, Xylènes)	1,5
COHV	Tétrachloroéthylène	0,2
	Trichloroéthylène	0,1
	Cis-dichloroéthylène	0,1
	Chlorure de vinyle	0,1
HAP	Naphtalène	0,1

humaine sont considérées par la plupart des acteurs économiques comme trop basses, ce qui empêche la valorisation de nombreuses terres urbaines marquées par leur histoire; (ii) les seuils de niveau 2 (approche territoriale), quant à eux, peinent à se développer et seules quelques bases de données de fonds pédogéochimiques sont disponibles à l'heure actuelle (quartier de l'île de Nantes, métropoles de Lille, Toulouse, Lyon, région Seine-Normandie). Par ailleurs, les méthodes pour déterminer le fond pédogéochimique font toujours l'objet de discussions et ne sont pas encore consolidées (voir par exemple Belbèze *et al.*, 2023), même si la méthodologie nationale en la matière mise en place en 2018 (Ademe, 2018) devait être remise à jour en 2024; (iii) l'approche de niveau 3 est très vite limitée par le principe sécuritaire de maintien de la qualité des sols.

La dernière révision du guide en 2020 (MTES, 2020a) a cependant conservé la même méthodologie et propose seulement une légère adaptation des valeurs seuils de niveau 1 pour le baryum, le sélénium et la somme des sept PCB. Les valeurs seuils de niveau 1 ne devraient pas être revues de manière importante dans les prochaines années, car l'objectif est de proposer des valeurs seuils proches des teneurs rencontrées naturellement dans les sols français et découlant des campagnes de caractérisation nationale et des bases de données associées (ASPITET, réseau de mesures de la qualité des sols [RMQS]). Par contre, le principe de maintien de la qualité des sols, qui est le critère le plus contraignant dans l'approche de niveau 3, pourrait évoluer en devenant un critère de « préservation de la qualité du sol », qui permettrait la valorisation de terres dont les teneurs en ETM et autres substances pourraient excéder celles du sol en place, mais dans une certaine limite pour garantir l'absence d'impact pour ce sol. Des travaux doivent maintenant être menés pour évaluer l'incidence de cette modération.

Ainsi, une méthodologie pour la valorisation des terres excavées dans des projets d'aménagement s'est développée progressivement en France, avec un double objectif : pouvoir valoriser le plus possible de terres excédentaires tout en préservant la santé humaine et l'environnement. Les critères de préservation de l'environnement et de la santé sont liés historiquement à la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, et proposent une approche basée sur l'étude des substances chimiques. D'autres aspects environnementaux comme la préservation de la biodiversité ou le maintien de fonctions que les sols peuvent fournir (fertilité, stockage de carbone, régulation climatique ou hydrique, etc.) pourraient intégrer les démarches dans le futur et ainsi contribuer par ce biais à la préservation ou l'amélioration de la santé des sols.

Les évolutions réglementaires relatives à la sortie de statut de déchet des terres excavées et au renforcement de leur traçabilité

Parallèlement au développement de guides de valorisation hors site des terres excavées, le ministère en charge de l'environnement a mis en place récemment une série de dispositions réglementaires permettant de favoriser au mieux la valorisation des terres excavées, tout en améliorant les mesures de contrôle de ces voies de valorisation. Il s'agit, d'une part, de permettre à certaines terres excavées de pouvoir sortir du statut de déchets et, d'autre part, de renforcer la traçabilité associée à ces matériaux. On l'a vu, les terres excavées qui sortent de leur site d'excavation sont actuellement considérées comme des déchets. Des évolutions réglementaires ont cependant été mises en place afin de permettre cette sortie de statut de déchet, et ainsi de promouvoir les processus de valorisation, tout en assouplissant la responsabilité du producteur de déchets. En effet, la réglementation sur les déchets permet, dans certaines conditions, qu'un déchet puisse devenir produit. Pour cela, le futur ex-déchet (substance ou objet) doit remplir de manière exhaustive les conditions de l'article L. 541-4-3 du Code de l'environnement : (i) la substance ou l'objet doit être issu d'une valorisation ; « [ii] la substance ou l'objet est couramment utilisé à des fins spécifiques ; [iii] il existe une demande pour une telle substance ou objet ou elle répond à un marché ; [iv] la substance ou l'objet remplit les exigences techniques aux fins spécifiques et respecte la législation et les normes applicables aux produits ; [v] son utilisation n'aura pas d'effets globaux nocifs pour l'environnement ou la santé humaine. »

Cet article du Code de l'environnement a été amendé par la loi AGECE n° 2020-105 du 10 février 2020. La sortie de statut de déchet peut maintenant se faire en dehors d'une ICPE ou d'une installation de type IOTA (installation, ouvrage, travaux ou activité relevant de la loi sur l'eau). Un contrôle par un tiers accrédité peut également être mis en œuvre pour s'assurer du respect des conditions de sortie de statut de déchet dans le cas de certains types d'installations ou de déchets.

Dans ce cadre, deux arrêtés de sortie de statut de déchet des terres excavées ont été publiés en juin⁴ et décembre 2021⁵, pour encadrer respectivement la sortie de statut de déchets des terres excavées destinées à être valorisées en génie civil ou en aménagement, et celles qui sont gérées au sein d'un grand projet d'aménagement ou d'infrastructure. Ces arrêtés prévoient des dispositions complémentaires à l'article L. 541-4-3 du Code de l'environnement. Ainsi, l'arrêté du 4 juin 2021 stipule notamment que les lots de terres excavées homogènes doivent être identifiés sous un numéro unique et faire l'objet d'un contrat de cession entre le producteur des terres et le receveur. Les terres doivent également respecter les critères d'acceptation environnementale précisés dans des guides d'application spécifiques aux usages envisagés. Ces guides d'application sont ceux reconnus par le ministère en charge de l'environnement et comprennent notamment les guides de valorisation cités précédemment. Enfin, l'arrêté du 4 juin 2021 impose que l'installation (dans laquelle les terres sortent du statut de déchets) applique un système de management de la qualité conforme à l'arrêté ministériel du 19 juin 2015⁶ relatif au système de gestion de la qualité. Celui-ci comprend la formation du personnel compétent ; des procédures permettant de vérifier le respect des obligations d'autocontrôle ; des contrôles par un tiers expert ; la conservation d'échantillons pendant trois ans.

On le voit ici, la traçabilité des terres excavées, qu'elles aient ou non le statut de déchet, est un élément prépondérant dans le processus de valorisation. Or, celle-ci est encore très partielle à l'échelle de la France. Si certains grands projets d'aménagement prescrivent l'utilisation de leurs propres systèmes dématérialisés de traçabilité (voir par exemple le système TrEx de la Société du Grand Paris), elle reste encore lacunaire sur les chantiers plus modestes. Ainsi, l'application nationale TERRASS⁷, qui a été mise en ligne dès 2012 afin d'assurer spécifiquement la traçabilité des terres excavées dans le cadre de leur valorisation en projets d'aménagement, est encore largement sous-utilisée, bien qu'elle ait été entièrement refondue en 2020. Pourtant, d'un point de vue réglementaire, l'article L. 541-7 du Code de l'environnement encadre bien cette traçabilité en précisant les informations qui doivent être enregistrées par les différents acteurs pour l'ensemble des déchets. De plus, la loi AGECE n° 2020-105 du 10 février 2020 a modifié cet article en intégrant un paragraphe spécifique aux terres excavées sorties de leur site d'excavation, qui précise les informations devant être mises à disposition de l'autorité administrative depuis le 1^{er} janvier 2021 par les producteurs, les traiteurs ou les utilisateurs de terres, à savoir : « [i] la quantité, la nature, l'origine de ces terres excavées et leur destination ; et [ii], s'il y a lieu, le moyen de transport et le mode de traitement ou d'élimination envisagé. »

4. Arrêté du 4 juin 2021 fixant les critères de sortie du statut de déchet pour les terres excavées et sédiments ayant fait l'objet d'une préparation en vue d'une utilisation en génie civil ou en aménagement. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043704475>

5. Arrêté du 21 décembre 2021 fixant les critères de sortie du statut de déchet pour les aménagements constitués de déblais de terres naturelles excavées et gérées au sein d'un grand projet d'aménagement ou d'infrastructure. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000044833576>

6. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000030824152/>

7. <https://tex-infoterre.brgm.fr/fr/outils/lapplication-terrass>

Ces dispositions ont conduit à la mise en place du décret n° 2021-321 du 25 mars 2021 relatif à la traçabilité des déchets, des terres excavées et des sédiments⁸, qui précise l'établissement d'un registre national électronique centralisé pour la déclaration des informations, supprimant de ce fait l'obligation de tenue de registres chronologiques internes. Cette obligation de télédéclaration concerne les producteurs, les receveurs ou les utilisateurs de terres excavées, y compris les personnes effectuant une opération de valorisation de terres excavées ainsi que les personnes exploitant une installation de transit ou de regroupement de ces terres. Les autres acteurs de la gestion de terres excavées (c'est-à-dire les transporteurs, les courtiers et les négociants) sont concernés par la tenue d'un registre interne, sans obligation de télédéclaration. Les informations transmises au registre national des déchets, terres excavées et sédiments sont les informations constituant les registres chronologiques, définies par l'arrêté du 31 mai 2021. À noter aussi que les terres contenant des substances dangereuses ou des polluants organiques persistants (POP) sont soumises aux obligations liées aux déchets contenant ces substances, avec l'émission obligatoire de bordereaux de suivi de déchets dangereux (BSD).

À l'heure actuelle, deux systèmes d'information nationaux permettent de s'acquitter de ces obligations : le registre national électronique des déchets, terres et sédiments⁹ (RNDTS), pour ce qui relève de la transmission des informations constitutives des registres chronologiques ; l'application Trackdéchets¹⁰, pour ce qui relève de l'émission des BSD dans le cas des terres excavées dangereuses ou contenant des POP.

Le RNDTS est une unique base de données à laquelle sont transmises les informations constituant les registres chronologiques relatifs aux déchets et aux terres excavées et sédiments. L'application Trackdéchets est interconnectée au RNDTS et l'alimente automatiquement, évitant aux personnes gérant des terres dangereuses ou contenant des POP d'avoir à déclarer des informations au RNDTS, en plus d'émettre des BSD. Les données déclarées au titre des obligations réglementaires mentionnées ci-dessus sont donc *in fine* consultables dans une unique base de données nationale, permettant aux services de l'État un meilleur contrôle des mouvements de terres excavées sur le territoire national. Par ailleurs, au-delà du respect de la réglementation, le RNDTS a pour objectif de consolider au niveau national l'organisation des flux de terres excavées et des quantités en jeu, et de promouvoir la valorisation des terres excavées ou des sédiments plutôt que leur mise systématique en installation de stockage de déchets. Ce renforcement de la traçabilité anticipe aussi les travaux en cours de mise en place d'une directive européenne sur la santé des sols, où la Commission évalue la nécessité de dispositions juridiquement contraignantes pour un « passeport pour les sols excavés », notion qui reste encore à mieux définir pour savoir si le RNDTS permettrait d'être considéré, au moins partiellement, comme un tel système de passeport électronique.

8. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043294613>

9. <https://rndts-diffusion.developpement-durable.gouv.fr/fr>

10. <https://trackdechets.beta.gouv.fr/>

Le génie pédologique : vers une voie vertueuse de valorisation des terres excavées

La mise en place de guides de valorisation des terres excavées ainsi que le renforcement des obligations de traçabilité devraient permettre à terme d'inciter à une augmentation de la valorisation de ces terres. Cependant, on observe de manière générale un excédent de déblais par rapport aux besoins en remblais, et ce déséquilibre chronique génère quelques incertitudes sur la pérennité à long terme de cette filière de valorisation. Pour cela, structurer cette filière et envisager de nouvelles pistes de valorisation devient un enjeu crucial. Or, d'un autre côté, l'artificialisation des sols continue à croître en France. En effet, sur le territoire national, 8 % des terres sont artificialisées avec des sols imperméabilisés (infrastructures, parkings, constructions) ou fortement anthropisés (extraction de matériaux, décharges, espaces verts artificialisés, équipements sportifs) selon le SDES (2022). Depuis 1982, la surface des sols artificialisés s'est accrue de 1,5 % par an en moyenne en France métropolitaine. Chaque année, l'ensemble des sols perd en moyenne 1,5 tonne de terre par hectare en raison du ruissellement des eaux. Cette situation est aggravée par l'intensification de l'agriculture, le surpâturage, la déforestation, l'imperméabilisation. Par ailleurs, la pollution des sols représente un autre facteur de pression. Ainsi, en 2021, un peu plus de 9 500 sites et sols pollués étaient recensés en raison du passé industriel de la France.

Depuis une dizaine d'années, en France, des avancées réglementaires ont été réalisées pour lutter contre l'artificialisation des sols et pour reconquérir les espaces urbains délaissés (loi dite « Grenelle II », loi de modernisation de l'agriculture et de la pêche [MAP], loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt [LAAF], loi pour l'accès au logement et à un urbanisme renoué [Alur]). Le point d'orgue est la parution de la loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets¹¹. Elle instaure un « objectif national d'absence de toute artificialisation nette des sols en 2050 » incluant la renaturation des sols artificialisés, et un objectif intermédiaire d'une diminution par deux du rythme de la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers sur la prochaine décennie (2022-2031). L'article 192 définit la renaturation du sol de la manière suivante : « La renaturation d'un sol, ou désartificialisation, consiste en des actions ou des opérations de restauration ou d'amélioration de la fonctionnalité d'un sol, ayant pour effet de transformer un sol artificialisé en un sol non artificialisé. » Les outils nécessaires à l'application de cette loi sont en cours d'élaboration.

Au niveau européen, la stratégie pour les sols à l'horizon 2030 définit un cadre et des mesures concrètes visant à protéger et à restaurer les sols, ainsi qu'à s'assurer qu'ils sont utilisés de manière durable. Parmi les objectifs fixés à atteindre d'ici 2050, nous pouvons notamment citer la restauration des sols dégradés ou celle de larges portions d'écosystèmes dégradés et riches en carbone, y compris les sols.

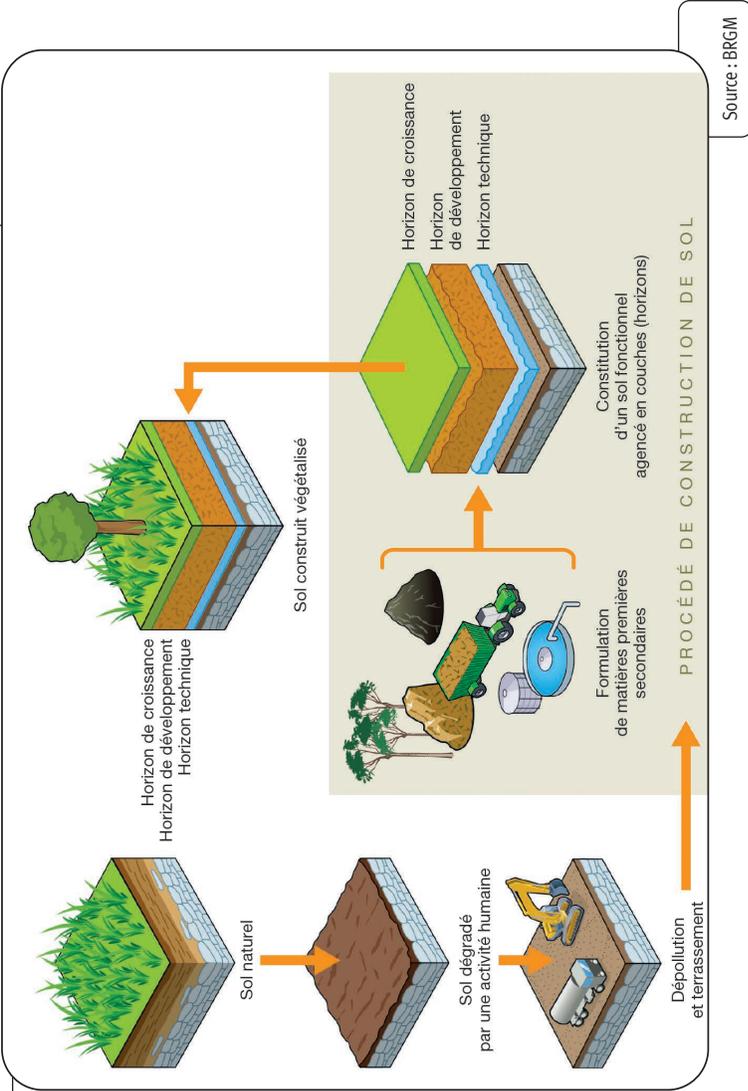
11. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>

Les enjeux sont considérables. Une nouvelle filière permettrait d'y répondre au moins en partie : celle de la construction de technosols. Ce procédé, basé sur des techniques de génie pédologique, consiste à reconstituer ou créer de toutes pièces des sols multifonctionnels à partir de déchets utilisés comme des matériaux alternatifs (notamment : déchets minéraux produits par l'industrie du BTP comme les terres excavées, déchets organiques tels que des composts, etc.) (Séré *et al.*, 2008 ; Vidal-Beaudet *et al.*, 2017).

Divers projets menés depuis plusieurs années comme BIOTECHNOSOL (Séré, 2018), SITERRE (Damas et Coulon, 2016 ; Vidal-Beaudet *et al.*, 2017), LORVER (Séré, 2018) ou AGREGE (El Farricha, 2022) ont montré que la construction de technosols était une voie de valorisation vertueuse pour certains déchets et sous-produits industriels, permettant de limiter la consommation de terres végétales en projets d'aménagement et de refunctionaliser des sites dégradés. Ces projets ont donné naissance au génie pédologique ; une nouvelle ingénierie qui revendique « l'art de créer un sol fonctionnel ». La construction de technosols s'est constituée comme une filière économique émergente. Même si depuis de nombreuses années, les entreprises de BTP et de paysagistes proposent de créer des terres fertiles en mélangeant des terres dites « inertes » avec une source de matière organique (en général du compost) pour réaliser des aménagements urbains, une réflexion plus poussée a été développée par des acteurs économiques afin de diversifier cette offre et la rendre plus pertinente d'un point de vue technique. L'objectif n'est plus ici de maintenir la qualité des sols en place, mais bien d'aller au-delà grâce à une amélioration globale de la « santé » de ces sols. Quelques entreprises spécialisées proposent déjà des formulations pour répondre à une demande grandissante de renaturation des sols. Il est même question, parfois, de superposition de couches visant à mimer les horizons du sol (figure 21.1).

Les terres excavées représentent souvent un matériau central en construction de technosols. Ainsi, le développement de cette filière dans le contexte de la refunctionalisation des sols dégradés ou artificialisés permettrait d'augmenter significativement le taux de valorisation des terres excavées. Cependant, plusieurs freins au développement de cette filière sont identifiés : la facilité d'accès à la terre végétale, même si cette ressource commence à se raréfier, et surtout l'absence de référentiel réglementaire dédié pour évaluer les impacts de la construction de technosols sur l'environnement et la santé humaine. En effet, la construction de technosols se situe à l'interface de deux réglementations, que sont le Code rural et le Code de l'environnement, et qui peuvent parfois diverger concernant les démarches à respecter. Un travail d'harmonisation, déjà initié dans le cadre d'un groupe de travail regroupant le ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire et le ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, doit se poursuivre afin de pouvoir favoriser le développement de cette filière.

Figure 21.1. Schéma de synthèse illustrant l'intégration du procédé de construction de technosol (brevet INRA/INPL/TVD) pour la reconquête des milieux dégradés



Conclusion

La valorisation des terres excavées reste à l'heure actuelle un défi, compte tenu de la faible valeur de ce type de matériau, et des coûts relativement élevés que nécessitent les étapes de caractérisation et de préparation de ces matériaux avant valorisation, par rapport à leur valeur intrinsèque. À cette problématique économique s'en ajoute une autre d'ordre sociétal en lien avec la réglementation, en raison du statut de déchet des terres excavées et des responsabilités associées. Il semble ainsi parfois plus simple d'acheminer des terres excédentaires en ISD, dont les coûts sont minimes pour les ISDI, plutôt que d'envisager leur valorisation qui paraît complexe à mettre en œuvre. Cependant, la mise en place d'une méthodologie nationale de valorisation hors site des terres excavées en projets d'aménagement, et des outils réglementaires associés (sortie de statut de déchets, traçabilité renforcée avec le RNDTS) vise à répondre à ce défi. La place de la santé humaine dans cette démarche a été et reste une préoccupation majeure, prise en compte par le biais d'une approche progressive. Celle-ci met en œuvre des valeurs seuils génériques à un premier niveau, des valeurs seuils locales établies sur la base de référentiels de fonds pédogéochimiques locaux ou régionaux à un second niveau, et une étude au cas par cas en troisième niveau. C'est bien l'absence d'impacts dans son ensemble qui est intégrée dans cette approche, à travers les trois critères que sont (i) le maintien de la qualité des sols, (ii) la préservation de la ressource en eau et des écosystèmes, et (iii) l'évaluation de la compatibilité des terres excavées d'un point de vue sanitaire. Utiliser l'ensemble de ces critères peut devenir un atout lorsque les terres sont valorisées pour des approches de refonctionnalisation de sites dégradés en construction de technosols. Cette refonctionnalisation permet ainsi de rendre des services écosystémiques variés, qui représentent un bénéfice net, à la fois pour ce qui est de la santé humaine mais aussi de la « santé des sols », quoi que l'on puisse penser de ce terme dont la définition reste à préciser. L'épuisement de la ressource sol, qui est une réalité tangible à l'heure actuelle, obligera de toute manière à repenser les modes de gestion des terres excavées, et à développer cette approche de refonctionnalisation dans le futur.

Références bibliographiques

- Ademe, 2018. *Méthodologie de détermination des valeurs de fonds dans les sols : Échelle territoriale*. Groupe de travail sur les valeurs de fonds, 112 p.
- Belbèze S., Rohmer J., Négrel P., Guyonnet D., 2023. Defining urban soil geochemical backgrounds: A review for application to the French context, *Journal of Geochemical Exploration*, 254, 107298.
- Blanc C., Lefevre F., Boissard G., Scamps M., Hazebrouck B., 2012. *Guide de réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement*. BRGM/ RP-60013-FR, 53 p.
- Coussy S., Grangeon S., Bataillard P., Khodja H., Maubec N., Faure P., Schwartz C., Dagois R., 2017. Evolution of iron minerals in a 100 years-old Technosol. Consequences on Zn mobility, *Geoderma*, 290, 19-32.

- Damas O., Coulon A., 2016. *Créer des sols fertiles. Du déchet à la végétalisation urbaine*. Ouvrage collectif, édition du Moniteur, 336 p.
- El Farricha S., 2022. *Fabrication d'agrégats à partir de déchets : Recherche sur l'incorporation d'argiles réactives dans les matériaux dédiés aux filières de construction de sol*. Thèse de doctorat, spécialité Agrosociétés, université de Limoges, 172 p.
- Galinié H., 2003. Lire les archives du sol des villes. In : Breyse D., Kastner R. (dir.), *Sols*, Hermès Science/Lavoisier, Paris, 447-455.
- Janzen H. H., Janzen D. W., Gregorich E. G., 2021. The “soil health” metaphor : Illuminating or illusory?, *Soil Biology and Biochemistry*, 159, 108167.
- Laurent A., 2007. *Évaluation du potentiel archéologique du sol en milieu urbain*. Thèse de doctorat, spécialité Histoire, Tours, 391 p.
- MTE, 2022. *Note d'explication de la nomenclature ICPE des installations de gestion et de traitement de déchets (version du 27 avril 2022)*. Direction générale de la prévention des risques, 84 p.
- MTES, 2020a. *Guide de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement*. 60 p.
- MTES, 2020b. *Guide de valorisation hors site des terres excavées non issues de sites et sols pollués dans des projets d'aménagement*. 51 p.
- SDES, 2022. *Bilan environnemental de la France*. Édition 2021, 128 p.
- Séré G., 2018. *Mieux connaître la pédogenèse et le fonctionnement des Technosols pour optimiser les services écosystémiques rendus*. Mémoire HDR, spécialité Sciences agronomiques, 119 p.
- Séré G., Schwartz C., Ouvrard S., Sauvage C., Renat J. C., Morel J. L., 2008. Soil Construction : A Step for Ecological Reclamation of Derelict Lands, *Journal of Soils and Sediments*, 8(2), 130-136.
- Vidal-Beaudet L., Cannavo P., Schwartz C., Séré G., Legret M., Béchet B., Peyneau P.-E., Bataillard P., Coussy S., Damas O., 2017. Using waste for fertile urban soil construction – The french research project SITERRE. In : Levin M.J., Kim K.-H.J., Morel J.-L., Burghardt W., Charzynski P., Shaw R.K. (eds.), *Soils within Cities – Global Approaches to Their Sustainable Management*, IUSS Working Group SUITMA, Catena Soil Science, 159-168.

Conclusion

Élisabeth Rémy, Ronald Charvet, Christian Mougín

Alors que l'actualité traite souvent des conséquences sanitaires de la pollution atmosphérique et de celle des milieux aquatiques, la connaissance de la pollution des sols urbains, ainsi que de ses effets écotoxicologiques et sanitaires, reste une préoccupation récente. Celle-ci a émergé des problématiques de reconversion de friches industrielles ou de dépôts de déchets, prisé en compte dans les actions autour des sites et sols pollués, et de mise en évidence de leurs conséquences sur la santé des populations riveraines. Les données, qui restent encore incomplètes sur les sols urbains, concernent principalement les éléments traces métalliques et quelques composés organiques, notamment des polluants organiques persistants, dont les concentrations peuvent être localement très élevées (partie I). Nous avons cependant vu que la contamination des sols agricoles (sur lesquels il existe parfois des incertitudes) pouvait aussi impacter la santé globale, y compris celle des milieux urbains (eau souterraine et potable, pollution atmosphérique, biodiversité...).

Au-delà de la connaissance de la pollution des sols, en termes qualitatifs et quantitatifs, un verrou majeur reste la détermination de l'exposition des organismes vivants à ces composés, que ce soit par l'alimentation ou l'ingestion, l'inhalation ou le contact cutané. Les enjeux de la recherche, pour venir en appui des politiques publiques, sont aujourd'hui de caractériser les différentes facettes de l'exposition des individus à une multitude de facteurs chimiques, mais également physiques, biologiques, psychologiques et même sociologiques, qui constituent l'exposome. Cette notion peut être étendue à la santé de l'ensemble des organismes et des écosystèmes au travers du concept d'écoexposome, afin d'en mesurer les effets écotoxicologiques et sanitaires. Toutefois, partant du constat qu'il reste difficile d'établir des liens de causalité qui relie la pollution des sols et la survenue de pathologies, l'ouvrage permet d'illustrer des approches plus pragmatiques visant à réduire les multi-expositions des populations en abordant des cas de pathologies avérées et des actions de prévention.

La pollution des sols est en effet aujourd'hui au croisement des préoccupations de santé globale, de protection de l'environnement et d'utilisation durable de l'espace.

Des héritages à mieux connaître pour définir les usages

Lorsqu'on parle d'histoire des sols urbains, quelle période de référence retenir ? Dans l'urgence, les praticiens ont parfois tendance à fixer le seuil à un moment de l'histoire des sociétés qui est le début de la révolution industrielle. Ainsi, c'est considérer qu'avant « l'industrialisation », les sociétés sont demeurées immobiles et que le sol est sain, ce qui a été démenti par de nombreuses recherches et analyses (Beck, 2020).

Compte tenu des nombreux projets de rénovation urbaine actuels, la référence temporelle paraît pourtant essentielle pour caractériser l'état de l'écosystème « sol » avant d'entreprendre toute opération d'aménagement avec la question, pourtant fondamentale, des héritages et de leur persistance comme on l'a vu tout au long de cet ouvrage. Il convient alors de considérer l'ensemble ville/sols comme en coévolution constante d'interactions, de transformations, de choix et de prises de décisions. Cette coévolution implique des états ou des fonctionnements passés qui remettent en question ce qui est perçu parfois comme naturel – ce qui ressort également des débats autour de la notion d'Environnement local témoin (partie III).

Nous pouvons à ce titre nous interroger sur la place qui est donnée à l'histoire – et *a fortiori* à l'histoire longue – dans la gestion des sites et sols pollués. Signalons toutefois que depuis peu, des relations plus étroites se nouent entre le BRGM et des recherches historiques universitaires. À titre d'exemple, dans la métropole de Lyon, des travaux de plusieurs années (de 2010 à 2018) – associant le BRGM et des étudiants en histoire – ont permis de mettre à jour l'inventaire historique urbain, désormais en ligne¹, tout comme des initiatives fort intéressantes précédemment évoquées dans cet ouvrage pour approfondir les relations entre expertise historique et gestionnaires (partie I).

La connaissance de la trajectoire historique des sols, les diverses stratégies mises en œuvre par les sociétés urbaines du passé dont l'impact peut perdurer jusqu'à aujourd'hui, invite donc à une réflexion approfondie sur le sol en ouvrant le débat sur sa qualité et les usages qu'il peut ou non supporter en lien avec la qualité de l'air ou de l'eau.

Espaces urbains et périurbains, sols, usages : des interactions anciennes et actuelles à réinterroger

Les pollutions de la ville étaient connues de certaines sociétés anciennes qui ont conçu des aménagements pour tenter de les contenir (exemple du premier égout à Paris en 1356). Deux solutions étaient envisagées, soit l'enfouissement dans les sols urbains et/ou leur évacuation hors la ville². Pourtant, ce sont ces espaces qui sont aujourd'hui mobilisés dans les projets de requalifications urbaines (partie II).

Ces pratiques d'enfouissement ou de dépôts appartiennent-elles au seul passé lointain ? Tel n'est pas le cas de ces pratiques dont la presse s'est fait encore récemment l'écho : ici enfouissement de pales d'éoliennes, là de déchets des BTP...

Les nouveaux projets d'aménagement urbains remobilisent toutes ces pollutions en occultant l'histoire de l'évacuation de ces déchets par la ville sur cette périphérie qu'elle a finie par engloutir, ce qui questionne la notion d'urbain (partie II). Et ces pollutions traversent

1. <https://www.environnement-magazine.fr/territoires/article/2016/12/01/48607/pollutions-industrielles-grand-lyon-disposer-inventaire-historique-urbain>

2. De nombreux décrets et réglementations visaient à rejeter les déchets (excréments humains et animaux) et les activités polluantes (tannerie, forge, etc.) hors des enceintes de la ville (Beck, 2020 ; Barles, 2011).

les siècles sans perdre leur nocivité, comme dans l'exemple des vers intestinaux encore actifs huit cents ans après (Kern, 1990)³, ce qui fait écho au dialogue enrichissant noué ici entre la paléoparasitologie et la parasitologie contemporaine (partie III).

Le pouvoir épurateur des sols interroge : le sol a-t-il vraiment été pensé comme un filtre ou n'est-ce pas – toujours – un moyen pratique de se débarrasser des déchets ? A-t-on vraiment pensé que le sol puisse absorber et dissoudre toutes ces pollutions ? Nos sociétés savent depuis longtemps que l'apport de matière organique et d'éléments fertilisants est nécessaire à l'agriculture, mais que l'épandage d'eaux usées brutes ou de boues de stations d'épuration dénommées produits résiduels organiques (PRO) est aussi une source de pollution qui conduit à des dégradations de l'environnement et potentiellement à des risques sanitaires. C'est ainsi que l'on a pu appréhender au cours de cet ouvrage les limites du rebouclage métabolique à travers l'histoire de l'épandage en France, et les difficultés que les territoires peuvent ensuite rencontrer pour envisager de nouveaux usages sur ces sols pollués (partie II). Les collectivités encouragent de nouveau les habitants à recourir à la pratique du compostage pour la gestion à la source des biodéchets. Des études montrent cependant que le retour aux sols des biodéchets peut engendrer les mêmes effets que par le passé... à savoir une pollution des sols en lien avec des flux trop importants d'amendements et une impossibilité de maîtriser ces pratiques au niveau amateur face aux quantités de biodéchets produits par nos centres urbains. L'usage de ces PRO a fait l'objet de normes mais qui ne s'appliquent pas au monde amateur et qui peuvent apparaître comme insuffisamment protectrices de l'environnement et de la santé. Il devient donc nécessaire de faire évoluer les normes, ce que propose le socle commun piloté par le ministère de l'Agriculture (partie II) et qui devrait prochainement voir le jour. Indépendamment de l'évolution du corpus normatif en lien avec les PRO ou la protection des sols (directive européenne), il apparaît essentiel ne plus considérer le sol comme un exutoire ou une opportunité sans conséquence, mais bien comme un compartiment de l'environnement essentiel à la santé globale qu'il convient de protéger.

Guides, référentiels valeurs repères en situation d'incertitudes : quels enseignements ?

Les états de référence, on l'a vu, à travers les orientations des guides, des valeurs, des fonds pédogéochimiques urbains analysés, n'existent pas en soi mais résultent de choix (parties II, III et IV). Ces valeurs et seuils de gestion traduisent les intentions,

3. À Strasbourg, les fouilles du « Vert strasbourgeois » (place du Marché-Neuf) ont permis d'explorer un ensemble de latrines installées à la fin du Moyen Âge et utilisées, pour certaines d'entre elles, jusqu'au xvii^e, voire xviii^e siècle. Le contenu a été analysé : outre des matières fécales décomposées, s'y trouvaient également des matériaux organiques, des ossements d'animaux, « de nombreux noyaux et pépins de fruits – notamment une épaisse couche de noyaux de cerises dans laquelle subsistaient de nombreux nids d'ascaris et de trichocéphales, vers intestinaux parasites de l'homme, encore vivants » (Kern, *op. cit.*).

les valeurs, les intérêts et les visions politiques des experts (qui produit ces valeurs guides ? quels intérêts défendent-ils ? qui finance leurs travaux ?). Ce sont ces choix qui restent encore insuffisamment discutés publiquement dans les projets d'aménagements urbains ainsi que les outils d'évaluations des risques qu'ils mobilisent (Dedieu, 2022, *op. cit.*). L'accessibilité à ces données reste un point délicat.

Dans un autre compartiment de l'environnement, le cas de l'eau potable contaminée aux métabolites de pesticides met en évidence un imbroglio sur les valeurs et normes (lorsqu'elles existent), en rappelant qu'elles ne sont pas « purement » scientifiques mais résultent aussi d'arbitrages politiques ou de capacités de gestion. Que ce soit sur le sol ou l'eau, en cas de problème une tendance peut être d'augmenter le seuil critique de ces valeurs repères/gestion au lieu de chercher à remédier à la situation en travaillant sur la source du problème, voire à questionner l'usage.

Les débats et controverses sur les valeurs et seuils de gestion du sol et de l'eau montrent des rapports compliqués entre les connaissances (et bien souvent d'ignorances sur les sols urbains) et le choix d'usages décidés entre ingénieurs de développement et politiques qui parfois mettent en porte-à-faux les services de l'État et/ou des collectivités en créant des tensions entre les ministères concernés. Toutefois, de nouveaux questionnements émergent qui remettent en cause les postulats établis aux niveaux méthodologique, technique ou réglementaire (partie III).

C'est ainsi que les collectivités, les aménageurs et les bureaux d'études font face à un besoin de repères et de seuils de gestion permettant de répondre aux ambitions croissantes de la végétalisation des villes en lien avec des usages sensibles. Jusqu'à présent, la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués ne préconisait pas la mise en place de seuils de qualité, préférant expertiser les sols au cas par cas sur la base de comparaison avec un environnement local témoin et au regard des usages. Même si cette stratégie permet d'apporter une réponse opérationnelle et pragmatique dans la grande majorité des cas, en évitant d'excaver ou de traiter des sols inutilement tout en garantissant les aspects sanitaires, il semble qu'elle ne réponde pas complètement aux nouveaux besoins. En effet, les sols urbains souvent pollués pourraient apparaître comme ne nécessitant pas de gestion puisque comparables à ce que l'on retrouve habituellement en milieu urbain. Cependant, cette pollution urbaine peut s'avérer non compatible avec les usages sensibles que sont les usages récréatifs pour les jeunes enfants ou le potager. Il est alors compréhensible d'imaginer qu'une collectivité pourra difficilement mettre en place ces usages sans avoir des seuils de gestion simples garantissant au maximum les aspects sanitaires. C'est pour cette raison que l'agence régionale de santé d'Île-de-France dans le cadre du troisième plan régional santé environnement (PRSE3) a édité un guide permettant aux aménageurs de jardins collectifs d'avoir une méthode simplifiée de gestion en gardant une trace du contexte d'élaboration de ces valeurs/normes et des dérives qu'elles cherchent à éviter (installations de potagers sur des sols pollués). Comme on le voit à travers les retours d'expériences, il ne faut pas perdre de vue que les sols sont souvent pollués,

qu'ils peuvent avoir des impacts sur la qualité de l'air intérieur, de l'eau et ainsi exposer les populations. Les politiques publiques d'aménagement doivent ainsi intégrer non seulement les aspects sanitaires, mais aussi les impacts indirects comme la gestion des terres excavées. La limitation des excavations est à favoriser, mais lorsqu'elle est nécessaire, la réutilisation des terres excavées devient alors une solution à privilégier et qui possède depuis peu ses propres outils pour garantir la santé globale (partie IV).

Pour réduire les expositions des populations : des frontières entre environnement et santé encore à dépasser

La lecture des textes rassemblés dans cet ouvrage montre que certains acteurs, et c'est bien normal, demeurent dans leur périmètre d'intervention (renaturation de friches, gestion des sols pollués, agriculture urbaine professionnelle, etc.), mais l'approche en santé globale nécessite de dépasser ces travaux en silo. Dans bien des secteurs, l'aspect sanitaire est sous-estimé, même si des initiatives intéressantes se développent au sein par exemple des plans régionaux de santé environnement.

Des pistes prometteuses apparaissent aussi sur le plan scientifique. Dans le domaine de l'écotoxicologie, l'utilisation de batteries de bioessais mobilisant des espèces de pertinence écologique permet d'évaluer les dangers, et d'apporter des informations dans des situations de pollutions complexes (partie III). En effet, les compartiments environnementaux sont multi-contaminés et les produits de dégradation ou métabolites de certains polluants sont parfois plus présents et plus toxiques. Le défi de la santé globale est alors de détecter ces polluants et d'en évaluer l'impact. Devant la multitude de polluants, certaines méthodes de *screening* (détection large de polluants) permettent ainsi de voir apparaître l'« empreinte » de certaines molécules que l'on ne recherchait pas *a priori* mais qu'il faut ensuite identifier. Les bioessais (étude de l'exposition à des modèles vivants du milieu impacté) sont également très prometteurs car ils ne se focalisent pas sur les molécules mais sur les impacts. Ils intègrent ainsi les effets de molécules non recherchées ou en quantités très faibles et les effets cocktails (synergie entre polluants).

La protection des milieux indique la voie à suivre pour la santé globale. Compte tenu des interactions entre les sols, l'eau et l'air, l'enjeu qui se dessine est de mieux caractériser l'environnement au niveau local par rapport à ces boucles de rétroactions (les sociétés agissent sur le milieu qui en retour agit sur celles-ci) afin de limiter les expositions, notamment à bas bruit, des populations concernées. Comme nous l'avons vu dans cet ouvrage, la pollution des sols peut par exemple impacter l'environnement, la qualité de l'eau, mais aussi la qualité de l'air, les végétaux cultivés et être ingérée ou inhalée. La mise en œuvre de mesures de prévention, visant à agir sans attendre l'apparition des impacts sanitaires négatifs d'une qualité des sols dégradée, est alors indispensable (partie II). Mais au-delà des usages alimentaires ou récréatifs (pour les enfants) qui peuvent être problématiques en milieu urbain, il est important d'insister

sur les multiples fonctions que les sols urbains jouent pour la ville durable (et souvent à moindre coût) : régulation hydrique (pour lutter contre les inondations), régulation thermique (pour lutter contre les îlots de chaleur), espaces de biodiversité, espaces en libre évolution, espaces de bien-être ou encore de convivialité, en somme le socle indispensable pour une approche en santé globale.

Références bibliographiques

- Barles S., 2011. Les villes transformées par la santé, xviii^e-xx^e siècles, *Les Tribunes de la santé*, 4 (33), 31-37.
- Beck C., 2020. Les sols ont aussi une longue histoire, *In* : Mougín C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy E., (coord.), *Les sols urbains sont-ils cultivables ?* Versailles, éditions Quæ, 134-144 (coll. Matière à débattre et décider).
- Dedieu F., 2022. *Pesticides, le confort de l'ignorance*. Paris. Éd. du seuil, 391 p.
- Kern E., 1990. «Strassburger Grün», le «Vert strasbourgeois». *In* : Schnitzler B. (éd.), *Vivre au Moyen Âge, 30 ans d'archéologie médiévale en Alsace*, Strasbourg, Les Musées de la Ville de Strasbourg, 103-108.

Liste des sigles

- ACP** : Analyse en composantes principales
- Ademe** : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
- AEE** : Agence européenne de l'environnement
- AFB** : Agence financière de bassin
- AFSCA** : Agence fédérale pour la sécurité de la chaîne alimentaire
- AGDP** : Administration générale de la documentation patrimoniale
- AGEC** : Loi « antigaspillage pour une économie circulaire »
- Ampa** : Acide aminométhylphosphonique
- ANRED** : Agence nationale pour la récupération et l'élimination des déchets
- Anses** : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
- ARR** : Analyse des risques résiduels
- AU** : Agriculture urbaine
- BAPPET** : Base de données des teneurs en éléments traces métalliques de plantes potagères
- BAPPOP** : Base de données sur la contamination des plantes potagères par les molécules organiques polluantes
- BASIAS** : Base de données d'anciens sites industriels et activités de service
- BCF** : *Bioconcentration factor*
- BDES** : Banque de données de l'état des sols
- BDETM** : Base de données des éléments traces métalliques
- BDSolu** : Base de données des analyses des sols urbains français
- BRF** : Bois raméal fragmenté
- BRGM** : Bureau de recherches géologiques et minières
- BSD** : Bordereau de suivi de déchets dangereux
- BTEX** : Benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes
- C-BASC** : Centre d'études interdisciplinaires sur la biodiversité, l'agroécologie, la société et le climat
- CE** : Commission européenne
- CEC** : Capacité d'échange cationique du sol
- CEES** : Conservatoire européen des échantillons de sols
- CEREMA** : Centre d'études et d'expertise sur les risques, la mobilité et l'aménagement
- CHST** : Centre d'histoire des sciences et des techniques
- CIRC** : Centre international de recherche contre le cancer
- CIRE** : Cellule interrégionale d'épidémiologie
- CLIN** : Comité de lutte des infections nosocomiales
- Cnam** : Conservatoire national des arts et métiers.
- CNB** : Comité national des boues urbaines
- CNEP** : Campagne nationale exploratoire de mesure des résidus de pesticides
- COHV** : Composés organiques halogénés volatils
- COR** : *Carry-over rate*
- CRIGE** : Centre régional de l'information géographique

- CTGREF** : Centre technique du génie rural des eaux et des forêts
- DBO** : Demande biologique en oxygène
- DCO** : Demande chimique en oxygène
- DDPP** : Direction départementale de la protection des populations
- DDT** : Direction départementale des territoires
- DDTM** : Direction départementale des territoires et de la mer
- DEVE** : Direction des espaces verts et de l'environnement
- DGALN** : Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature
- DHUP** : Direction de l'habitat, de l'urbanisme et des paysages
- DJA** : Dose journalière admissible
- DPE** : Direction de la propreté et de l'environnement
- DPPN** : Direction de la prévention des pollutions et nuisances
- DRIAFF** : Direction régionale et interdépartementale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt
- DRIEAT** : Direction régionale et interdépartementale de l'environnement, de l'aménagement et des transports
- DRIEE** : Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie
- DSP** : Direction de la santé publique
- DTEC** : Direction de la transition écologique et du climat
- EAT** : Étude de l'alimentation totale
- EEA** : European Environment Agency
- EFSA** : Autorité européenne de sécurité des aliments
- EID** : Entreprise insalubre et dangereuse
- ELT** : Environnement local témoin
- ENS** : Espaces naturels sensibles
- Epamsa** : Établissement public d'aménagement du Mantois Seine aval
- EPOC** : Environnements et paléoenvironnements océaniques et continentaux
- EPSPS** : 5-énoylpyruvylshikimate-3-phosphate synthase
- EQRS** : Évaluation quantitative des risques sanitaires
- ERC** : Éviter, réduire, compenser
- ETM** : Élément trace métallique
- FAO** : Food and Agriculture Organization
- FGU** : Fond pédogéochimique urbain
- FIRE** : Fédération Île-de-France de recherche sur l'environnement
- FPEIR** : Forces motrices-pressions-état-impacts-réponses
- FPGA** : Fond pédogéochimique anthropisé
- FRB** : Fondation pour la recherche sur la biodiversité
- Gis Sol** : Groupement d'intérêt scientifique Sol
- GPS&O** : Grand Paris Seine et Oise
- GREC** : Groupe régional d'études sur le climat
- HAM** : Hydrocarbures aromatiques monocycliques
- HAP** : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
- HAS** : Haute Autorité de santé
- HCSP** : Haut Conseil de la santé publique
- HCT** : Hydrocarbures totaux
- IAU** : Institut d'aménagement et d'urbanisme
- IBGE** : Institut bruxellois pour la gestion de l'environnement

- ICPE** : Installation pour la protection de l'environnement
- ICRAF** : Centre international pour la recherche en agroforesterie, aujourd'hui Centre mondial de l'agroforesterie
- IEM** : Interprétation de l'état des milieux
- IGN** : Institut national de l'information géographique et forestière
- INRA** : Institut national de la recherche agronomique
- INRAE** : Institut national de recherche en agriculture, alimentation et environnement
- INSPIRE** : Infrastructure d'information géographique dans la Communauté européenne
- INVS** : Institut de veille sanitaire
- IPR** : Institut Paris Région
- IRD** : Institut de recherche pour le développement
- IRH** : Institut de recherches hydrologiques
- ISDI** : Installation de stockage des déchets inertes
- ISEE** : Île-de-France santé environnement
- LAAF** : Loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt
- LAS** : Laboratoire d'analyse des sols
- LMR** : Limite maximale de résidus
- LNH** : Lymphome non hodgkinien
- LPTC** : Laboratoire de physico- et toxicochimie de l'environnement
- Mafor** : Matières fertilisantes d'origine résiduaire
- MAP** : Loi de modernisation de l'agriculture et de la pêche
- MES** : Matières en suspension
- MFSC** : Matières fertilisantes et supports de culture
- MM** : Masse moléculaire
- MO** : Matière organique
- MOS** : Mode d'occupation des sols
- MVAD** : Mission de valorisation agricole des déchets
- NAF** : Nomenclature d'activités française
- NOEC** : Non Observable Effect Concentration
- OAT** : *One-at-a-time*
- OCDE** : Organisation de coopération et de développement économiques
- OCSOL GE** : Occupation du sol à grande échelle
- OGM** : Organisme génétiquement modifié
- OIN** : Opération d'intérêt national
- OVAM** : Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij
- PCB** : Polychlorobiphényles
- PCB-DL** : PCB ayant une toxicité similaire aux dioxines
- PCB-NDL** : PCB *non-dioxin-like*
- PCDD/F** : Polychloro-dibenzodioxines/furanes
- PCE** : Tétrachloroéthylène
- PCN** : Polychloronaphtalènes
- PFAS** : Substances per- et polyfluoroalkylées
- PFOA** : Perfluorooctanoïque
- PFOS** : Sulfonate de perfluorooctane
- PID** : Photoionization Detector
- POP** : Polluant organique persistant
- PRO** : Produit résiduaire organique
- PRSE** : Plan régional santé environnement
- REFUGE** : Risques en fermes urbaines – gestion et évaluation
- RGPD** : Règlement général sur la protection des données
- RMQS** : Réseau de mesures de la qualité des sols

R RTP : Registre des rejets et transferts de polluants

SAF : Système agroforestier

Sandre : Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau

SATESE : Service d'assistance technique aux exploitants des stations d'épuration

SIAAP : Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne

SIG : Système d'information géographique

SIS : Secteur d'information sur les sols

SITERRE : Programme de recherche sur la construction de sols urbains fertiles pour les aménagements d'espaces verts en ville

SNC : Site naturel de compensation

Spaques : Société publique d'aide à la qualité de l'environnement

SPF : Service public fédéral des finances

SSP : Sites et sols pollués

STH : Soil-Transmitted Helminths

SUP : Servitudes d'utilité publique

SYE : Seine Yvelines Environnement

TCE : Trichloroéthylène

TCR : Taillis à courtes rotations

UMR : Unité mixte de recherche

Unep : Union nationale des entreprises du paysage

UBM : Unified Bioaccessibility Method

US-EPA : US Environmental Protection Agency

VASAU : Valeur d'analyse de la situation d'agriculture urbaine

VGAI : Valeur guide de qualité d'air intérieur

VRO : Valeur repère culture ornementale

VRP : Valeur repère culture potagère

VTR : Valeur toxicologique de référence

ZAC : Zone d'aménagement concerté

ZAN : Zéro artificialisation nette

ZRP : Zone à risque de pollution

Liste des auteurs

Algis Maxime, LISIS, université Gustave-Eiffel, architecte-urbaniste, doctorant en sciences politiques.

maxime.algis@univ-eiffel.fr

Antoine François, archives de l'État à Bruxelles, historien, chef du service.

francois.antoine@arch.be

Le Bailly Matthieu, UMR Chrono-environnement, CNRS 6249, université de Franche-Comté, spécialiste en paléoparasitologie.

matthieu.lebailly@univ-fcomte.fr

Basuyau Mathilde, CEREMA, direction territoriale Île-de-France, responsable d'études Sols et aménagement.

mathilde.basuyau@cerema.fr

Bertheau-Rossel Coralie, UMR Chrono-environnement, CNRS 6249, université de Franche-Comté, maîtresse de conférences.

coralie.bertheau-rossel@univ-fcomte.fr

Bispo Antonio, UR Info&Sols, INRAE, directeur.

antonio.bispo@inrae.fr

Blondel Thierry, président de l'Union des consultants et ingénieurs en environnement (UCIE), expert indépendant en environnement et hydrogéologie.

tblondel5@gmail.com

Bonneviale Franck, ville de Paris, Direction de la santé publique, chef d'exploitation, démarche ESPPI Sols.

franck.bonneviale@paris.fr

Branchu Philippe, CEREMA, direction territoriale Île-de-France, ingénieur chercheur, référent Eau, sol, nature.

philippe.branchu@cerema.fr

Brunet Jean-François, BRGM, ingénieur environnement.

jf.brunet@brgm.fr

Brunet Yann, Laboratoires LER (Laboratoire d'études rurales) et EVS (Environnement, ville, société), doctorant en histoire, université Lumière-Lyon-2.

yann.brunet@univ-lyon2.fr

Cabaret Jacques, SantéSocioVéto, parasitologue des animaux domestiques.

jcabaret37@gmail.com

Canavese Marine, université Lumière-Lyon-2, doctorante en sociohistoire.

m.canavese@yahoo.fr

Cazenobe Irène, ville de Paris, Direction de la santé publique, ingénieure, pilote de la démarche ESPPI Sols.

irene.cazenobe@paris.fr

Cessac Cécile, Cabinet Brun Cessac, spécialiste en droit de l'urbanisme et droit de l'énergie.

cecile.cessac@nbassocies.com

Chabalière Laure, communauté de communes d'Erdre et Gesvres, service Systèmes d'information géographique, technicienne SIG.

laure.chabaliere@cceg.fr

Chalot Michel, UMR Chrono-environnement, CNRS 6249, université de Franche-Comté et université de Lorraine, faculté des Sciences et technologies de Nancy, professeur.

michel.chalot@univ-fcomte.fr

Charvet Ronald, ville de Paris, Direction de la transition écologique et du climat, responsable département Pollution des sols.

ronald.charvet@paris.fr

Coftier Aline, BRGM, cheffe de projet Sites et sols pollués.

a.coftier@brgm.fr

Coumoul Xavier, METATOX T3S, Inserm, université Paris-Cité, toxicologue cellulaire et moléculaire.

xavier.coumoul@u-paris.fr

Coussy Samuel, BRGM, chef de projet Sites et sols pollués, responsable du registre national des déchets, terres excavées et sédiments (RNDTS).

s.coussy@brgm.fr

Croquette François, ville de Paris, directeur de la transition écologique et du climat.
francois.croquette@paris.fr

Delannoy Matthieu, URAFFPA, université de Lorraine, ingénierie du transfert des polluants environnementaux.
matthieu.delannoy@univ-lorraine.fr

Derangeon Mickaël, université de Nantes, CNRS, Inserm, Institut du thorax, maître de conférences, vice-président d'Atlantic'eau.
mickael.derangeon@proton.me

Desrousseaux Maylis, école d'urbanisme de Paris, maîtresse de conférences de droit public.
maylis.desrousseaux@lecnam.net

Dubrac Noémie, BRGM, cheffe de projet Sites et sols pollués, responsable de l'application nationale TERRASS.
n.dubrac@brgm.fr

Froger Claire, UR Info&Sols, INRAE Orléans, santé des sols et contamination.
claire.froger@inrae.fr

Gantois Marie, ville de Paris, Direction des espaces verts et de l'environnement, ingénieure agronome, démarche ESPPISols.
marie.gantois@paris.fr

Guyonnet Dominique, BRGM, directeur de programme scientifique.
d.guyonnet@brgm.fr

Hannachi Mourad, UMR1048 SADAPT, INRAE, AgroParisTech, université Paris-Saclay.
mourad.hannachi@inrae.fr

Herbretreau Nicolas, Agence régionale de santé Île-de-France, département Santé, environnement, ingénieur sanitaire.
nicolas.herbretreau@ars.sante.fr

Huon de Kermadec Véronique, ville de Paris, Direction de la transition écologique et du climat, chargée de mission Pollution des sols.
veronique.huondekermadec@paris.fr

Jurjanz Stefan, URAFFPA, université de Lorraine, ingestion des matrices environnementales.
stefan.jurjanz@univ-lorraine.fr

Lefebvre Sylvie, archives de l'État à Bruxelles, historienne et archiviste.
sylvie.lefebvre@arch.be

Lefranc Agnès, ville de Paris, Direction de la santé publique, cheffe du SPSE.
agnes.lefranc@developpement-durable.gouv.fr

Lestel Laurence, UMR 7619 Metis, Sorbonne université – CNRS-EPHE, historienne de l'environnement.
laurence.lestel@sorbonne-universite.fr

Montanarella Luca, European Commission, Joint Research Center.
luca.montanarella@ec.europa.eu

Mouchard Marie-Laure, ville de Paris, Direction des espaces verts et de l'environnement, chargée d'études, expertise sol.
marie-laure.mouchard@paris.fr

Mougin Christian, ECOSYS, INRAE Paris-Saclay, écotoxicologue des sols.
christian.mougin@inrae.fr

Nold François, ville de Paris, Direction des espaces verts et de l'environnement, chef du laboratoire d'agronomie.
nold.fr@gmail.com

Placet Vincent, institut FEMTO-ST, département de Mécanique appliquée, université de Franche-Comté, ingénieur de recherche.
vincent.placet@univ-fcomte.fr

Poulain Cécile, ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, chargée de mission économie circulaire.
cecile.poulain@agriculture.gouv.fr

Rémy Élisabeth, INRAE Paris-Saclay, sociologue de l'environnement et des risques.
elisabeth.remy@inrae.fr

Rocchi Steffi, UMR Chrono-environnement, CNRS 6249, université de Franche-Comté, microbiologiste.
steffi.rocchi@univ-fcomte.fr

Rouvié-Laurie Isabelle, ville de Paris, Direction de la santé publique, ingénieure du génie sanitaire, démarche ESPPISols.
isabelle.rouvie-laurie@ars.sante.fr

Rychen Guido, UR AFPA, université de Lorraine, INRAE, sécurité des aliments.
guido.rychen@univ-lorraine.fr

Saby Nicolas, Info&Sols, INRAE Orléans, scientifique des données sols.
nicolas.saby@inrae.fr

Viotti Chloé, UMR Chrono-environnement, CNRS 6249, université de Franche-Comté, ingénieure d'étude.
chloe.viotti@univ-fcomte.fr

Yung Loïc, UMR Chrono-environnement, CNRS 6249, université de Franche-Comté, maître de conférences.
loic.yung@uha.fr

Crédit de la photo de couverture :
© Yelizaveta Tomashevskaja (iStock n° 668077094) :
parc du centre-ville à Stockholm (Suède)

Responsable éditoriale : Véronique Vêto
Édition : Stéphanie Quillon
Mise en page et réalisation de la couverture : Hélène Bonnet Studio 9
Achévé d'imprimer en France
par ISlprint
N° d'impression :
Dépôt légal : mars 2024

Certains orientations politiques et techniques proposent de réinvestir les friches, de développer des jardins collectifs urbains, des cours oasis ou encore une économie circulaire des déchets. La qualité des sols n'en reste pas moins souvent méconnue en milieu urbain. La pollution des sols en ville se trouve alors au croisement des préoccupations de santé globale, de protection de l'environnement et d'utilisation durable des espaces.

La longue histoire de ces sols soulève la question des héritages d'usages passés ou actuels potentiellement polluants. Dès lors, comment gérer ces pollutions pour réduire leurs impacts sur les territoires concernés et la santé des habitants? La gestion des sols influe aussi sur la qualité de l'air, de l'eau et sur la biodiversité.

Grâce à une approche pluridisciplinaire, cet ouvrage apporte des éléments de réponse aux défis sociétaux et sanitaires pour une ville plus durable. Des pistes prometteuses sont proposées pour mieux prendre en compte les sols urbains dans le concept de santé globale, à l'interface de la santé des humains, des animaux et de leur environnement, aux échelles locales, nationale et européenne.

Cet ouvrage s'adresse aux gestionnaires, urbanistes, architectes ou collectivités, chercheurs en sciences biotechniques et en sciences sociales, ainsi qu'aux usagers de ces environnements urbains.

Ronald Charvet est docteur en chimie analytique-hydrologie et responsable du département Pollution des sols du pôle Qualité de l'environnement à la direction de la Transition écologique et du climat de la ville de Paris.

Christian Mougin est écotoxicologue des sols à INRAE, au sein de l'UMR ECOSYS de l'université Paris-Saclay. Directeur de la fédération Île-de-France de recherche sur l'environnement (FIRE), il coanime avec Élisabeth Rémy l'axe de recherche Sols urbains et santé globale.

Élisabeth Rémy est sociologue de l'environnement et des risques à INRAE au sein de l'UMR SADAPT de l'université Paris-Saclay. Ses recherches portent sur les pratiques des jardiniers amateurs et les controverses sur l'évaluation des risques associés aux sols urbains.



éditions
Quæ

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

INRAE

Prix : 39€

978-2-7592-3684-8



9 782759 236848

Réf. 02926