

**AFPP – 4<sup>e</sup> CONFÉRENCE SUR L'ENTRETIEN  
DES JARDINS, ESPACES VÉGÉTALISÉS ET INFRASTRUCTURES  
TOULOUSE – 19 et 20 OCTOBRE 2016**

**RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES DANS LES JARDINS**

P. BRANCHU <sup>(1)</sup>, S. JOIMEL <sup>(2)</sup>, F. DOUAY <sup>(3)</sup>, G. LEFEBVRE <sup>(4)</sup>, E. REMY <sup>(5)</sup>, B. BECHET <sup>(6)</sup>, C. NEEL <sup>(7)</sup>,  
C. DUMAT <sup>(8)</sup>, J. SCIMIA <sup>(9)</sup>, T. LEBEAU <sup>(6)</sup>, P. CAMBIER <sup>(2)</sup>, H. CAPIAUX <sup>(6)</sup>, C. SCHWARTZ <sup>(10)</sup>

<sup>(1)</sup> Cerema Direction territoriale Ile de France, 12 rue Teisserenc de Bort, 78190 Trappes, [philippe.branchu@cerema.fr](mailto:philippe.branchu@cerema.fr)

<sup>(2)</sup> UMR Ecosys, Centre INRA Versailles-Grignon, route de St Cyr, 78026 Versailles, [sophie.boullanger-joimel@grignon.inra.fr](mailto:sophie.boullanger-joimel@grignon.inra.fr),  
[philippe.cambier@grignon.inra.fr](mailto:philippe.cambier@grignon.inra.fr)

<sup>(3)</sup> LGCgE Lille, Yncréa Hauts-de-France, 48 bd vauban, 59406 Lille Cedex, [francis.douay@yncrea.fr](mailto:francis.douay@yncrea.fr)

<sup>(4)</sup> Cerema Direction territoriale Nord Picardie, 42 bis, rue Marais, Sequedin - BP 99, 59482 HAUBOURDIN Cedex,  
[gaetan.lefebvre@cerema.fr](mailto:gaetan.lefebvre@cerema.fr)

<sup>(5)</sup> Inra UMR SAD-APTAgroParisTech, équipe Proximités, 16 rue Claude Bernard 75231 Paris cedex, [elisabeth.remy@agroparistech.fr](mailto:elisabeth.remy@agroparistech.fr)

<sup>(6)</sup> IRSTV, CNRS FR 2488, Ecole Centrale de Nantes, 1 rue de la Noë, BP 92101, 44321 Nantes cedex3, [beatrice.bechet@ifsttar.fr](mailto:beatrice.bechet@ifsttar.fr),  
[thierry.lebeau@univ-nantes.fr](mailto:thierry.lebeau@univ-nantes.fr), [Herve.Capiaux@univ-nantes.fr](mailto:Herve.Capiaux@univ-nantes.fr)

<sup>(7)</sup> Cerema Direction territoriale Centre Est, 8-10, rue Bernard Palissy 63017 Clermont-Ferrand Cedex2, [catherine.neel@cerema.fr](mailto:catherine.neel@cerema.fr)

<sup>(9)</sup> CERTOP, Institut national polytechnique de Toulouse, [camille.dumat@ensat.fr](mailto:camille.dumat@ensat.fr)

<sup>(9)</sup> Ecobiosol - OPVT - Université de Rennes 1, Station Biologique de Paimpont, « Beauvais », 35380 Paimpont ,  
[daniel.cluzeau@univ-rennes.fr](mailto:daniel.cluzeau@univ-rennes.fr)

<sup>(10)</sup> Laboratoire Sols et Environnement, Université de Lorraine, 2 avenue de la Forêt de Haye, TSA 40602, 54518 Vandoeuvre-lès-Nancy cedex, [Christophe.Schwartz@univ-lorraine.fr](mailto:Christophe.Schwartz@univ-lorraine.fr)

## RÉSUMÉ

L'objectif de cet exposé est de discuter de quelle façon l'état du système sol des jardins collectifs urbains (cf. Schwartz *et al.*, cette conférence) peut constituer, dans certains cas, un risque pour l'environnement et/ou un risque sanitaire pour les usagers de jardins potagers voire pour les consommateurs de légumes cultivés. En France, l'absence de limites réglementaires entre contamination des sols (*i.e.* présence en concentrations anormales de substances potentiellement dangereuses) et pollution des sols (*i.e.* cas où ces concentrations induisent une nuisance ou un risque pour l'homme et/ou l'environnement) engendre parfois des situations d'incertitude sur les risques encourus et les mesures de gestion à prendre. De plus, la réalisation d'une évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) ne lève généralement pas complètement cette incertitude, tant les hypothèses associées aux calculs des EQRS sont nombreuses.

La situation des jardins étudiés dans le cadre du projet de recherche national Jassur est discutée en termes de fertilité, de concentrations en éléments traces métalliques, de biodiversité des sols et de risques environnementaux. Un retour d'expérience mené autour d'EQRS menées sur certains sites de jardins est discuté. Enfin, nous concluons sur la nécessité pour les collectivités de s'appuyer sur la connaissance scientifique du système et sur les dire d'experts en cas d'incertitudes pour proposer des lignes directrices visant à la création de jardins collectifs en milieu urbain intégrant la prise en compte d'éventuelles pollutions.

Mots-clés : jardins urbains, fertilité, contamination, biodiversité, risques.

## ABSTRACT

The objective of this presentation is to discuss how the state of the soil system of urban community gardens (see presentation from C. Schwartz) can be, in some cases, a risk to the environment and / or to the health of users or of consumers of the vegetables produced in the gardens. In France, the absence of regulatory limits between the soil contamination (*i.e.* presence of abnormal levels of potentially hazardous substances) and the soil pollution (*i.e.* case where these concentrations induce either nuisance or hazard to humans and / or to the environment) creates situations of uncertainty that a quantitative health risk assessment (EQRS) can not completely remove due to the numerous assumptions associated with EQRS calculations. The cases of the gardens studied in the Jassur ANR research project are discussed in terms of fertility, concentrations of trace metals, soil biodiversity and environmental risks. Examples of quantitative health risk assessments conducted on some garden sites are presented. Finally, we outline the necessity for communities to use both the scientific knowledge of the soil system and the statements of experts in order to propose guidelines for the creation of urban community gardens in case of remaining uncertainty.

Key words: urbancommunity gardens, fertility, contamination, biodiversity, risks.

## INTRODUCTION

Les jardins potagers urbains et la qualité de leurs sols et de leurs productions potagères demeurent jusqu'à présent des espaces peu investigués par la recherche (Schwartz et al. 2013). La question de la qualité de ces sols et des risques induits mérite pourtant d'être posée à plusieurs titres, tout d'abord en raison des suspicions vis à vis de la qualité des sols urbains et plus généralement de l'environnement urbain, ensuite parce que les jardins sont le lieu de voies de transferts privilégiées des polluants potentiels vers l'homme (via la consommation des plantes et l'ingestion de sol). Les sources de contamination dans l'environnement urbain sont potentiellement nombreuses et variables en intensité du fait des pratiques des jardiniers, de l'usage passé du site (zone horticole, d'épandage de boues/gadoues urbaines, remblaiement avec des matériaux d'origine incertaine, passif industriel) ou de la proximité de sources actuelles ou passées de pollutions ponctuelles ou linéaires (Schwartz et al., 2013 ; Hursthouse et al., 2016). D'autres sources de pollution naturelles (plomb, arsenic, ...) associées à des anomalies géochimiques peuvent également être présentes (Jean-Soro et al., 2015). De ce fait, il n'est pas rare que les concentrations des sols de jardin, notamment en métaux, soient plus élevées que les concentrations habituelles des terres agricoles. D'autres facteurs tels que l'âge du jardin, vont également contribuer à augmenter les concentrations. Ces facteurs d'explication des contaminations métalliques, renseignés par la bibliographie (Schwartz et al. 2013) ont été retrouvés dans les résultats du projet Jassur - Jardins associatifs urbains : pratiques, fonctions et risques -(cf. Schwartz *et al.* cette conférence). De plus l'hétérogénéité spatiale des niveaux de contamination documentés de façon générale pour les sols urbains, se retrouve également dans les sols de jardins (Béchet et al., 2016). Si les connaissances associées à la physico-chimie des sols de jardins sont principalement limitées aux éléments nutritifs et métalliques, la question de la présence de micropolluants organiques tels que les produits phytosanitaires reste ouverte.

Il est important ici de rappeler ce que l'on appelle contamination et pollution des sols. Selon le site internet du ministère en charge de la santé, une **contamination** se définit comme la présence anormale de produits potentiellement dangereux dans un milieu. Une contamination peut être naturelle : les sols de certains bassins miniers sont riches en métaux ou en arsenic. A l'échelle d'un site, la contamination se définit par comparaison à des teneurs antérieures à l'émission de la source (état initial) ou à des concentrations locales (naturelles ou correspondant à celles de sols affectés par des usages habituels), hors du site et de la zone d'influence de la source (bruit de fond). Une contamination sera en outre qualifiée de **pollution** en cas de possibilité de nuisance ou de risque pour l'homme, la faune ou la flore, les eaux de surface ou souterraines, voire pour les constructions, le paysage, etc...

En France, contrairement à certains pays (eg. Suisse), l'approche réglementaire ne prend pas en compte les niveaux de pollution (niveau préjudiciable pour l'environnement ou pour un usage donné du sol) mais se base plutôt sur une évaluation au cas par cas, passant notamment par une évaluation des risques sanitaires (EQRS) en cas de suspicion de risque (Rémy et al., 2015). Si l'EQRS constitue une méthodologie reconnue et adoptée au niveau national par les services de la santé, l'évaluation des risques environnementaux (ERE) n'est pas encore répandue du point de vue opérationnel.

Au niveau réglementaire, les uniques seuils faisant référence en France concernent (i) les concentrations en plomb et en cadmium dans les produits de consommation, dont les légumes (Règlement (CE) no1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 - modifié- portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires) et (ii) les limites maximales de résidus (LMR) qui fixent les niveaux supérieurs de concentration de résidus de pesticides autorisés dans ou sur les denrées alimentaires et les aliments pour animaux (règlement (CE) N° 396/2005 modifié). En ce qui concerne les sols, si la réglementation ne fixe pas de seuils, il est important de préciser que le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) propose en 2014 des valeurs d'alerte pour les principales sources de plomb dans l'environnement et notamment dans les sols. Ainsi la valeur de contamination du milieu sol devant déclencher un dépistage du saturnisme infantile est fixée à 300 mg/kg de plomb. De plus, le HCSP propose un niveau de vigilance au delà duquel une EQRS devrait être réalisée afin d'évaluer la nécessité de mettre en place des mesures de gestion - cette valeur est de 100 mg/kg de plomb dans les sols d'espaces collectifs habituellement fréquentés par des

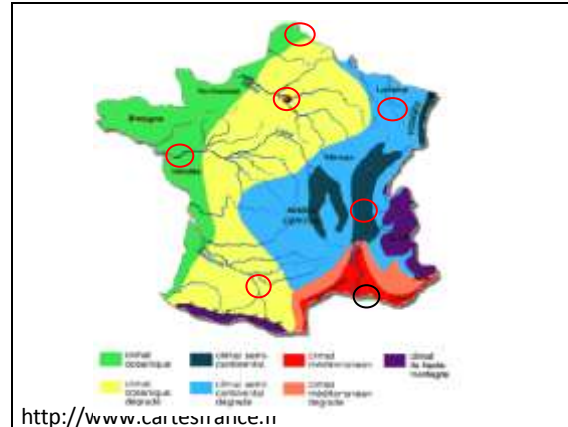
enfants (aire de jeux, cour de récréation, parc public, jardins municipaux partagés, etc.). Au final; l'EQRS constitue la méthode permettant de juger du niveau de contamination d'un sol et de faire des choix de gestion du sol contaminé/pollué, le cas échéant. Les résultats de cette approche, en raison de choix, d'hypothèses, de simplifications ... restent cependant associés à de fortes incertitudes .

L'objectif de cette présentation est de montrer, au travers des travaux menés par le consortium du projet Jassur, quelle est la situation des jardins associatifs étudiés en termes de fertilité des sols, de leur contamination et de son influence sur la biodiversité; puis de discuter l'impact potentiel de ces contaminations sur l'écosystème. La question de l'évaluation des risques sanitaires est abordée au travers d'un retour d'expérience mené sur plusieurs EQRS récemment réalisées sur des jardins.

## MATERIEL ET MÉTHODE

Dans le cadre du projet ANR JASSUR ([www6.inra.fr/jassur/](http://www6.inra.fr/jassur/)) sept territoires urbains ont été choisis (Lille, Grand Lyon, Marseille, Grand Nancy, Paris/Ile de France, Grand Toulouse, Nantes) car situés dans des contextes pédoclimatiques différents (figure 1) et présentant des trajectoires de développement urbain différentes. Des données sur la physico-chimie des horizons cultivés des sols de jardins ont été acquises sur plusieurs sites de jardins au sein de chaque territoire et de plusieurs parcelles de jardin au sein de chaque site selon une méthodologie de prélèvement et d'analyse homogène (cf. Schwartz *et al.* cette conférence). Sur certains territoires, des approches de caractérisation de la biodiversité du sol ont complété le diagnostic. Les jardins étudiés ne se veulent pas représentatifs de situations locales car les clefs de choix ou sélection des sites ont pu être différentes entre les territoires.

**Figure 1 :** Répartition des sept territoires d'étude du projet Jassur sur une carte des grandes régions climatiques.  
Localisation of the seven study areas (Jassur project) on a map of the major climatic regions.



## CARACTERISATION DES SOLS

Le projet Jassur a entrepris d'analyser des échantillons de sols représentatifs de parcelles individuelles en se focalisant sur l'horizon cultivé (cf. Schwartz *et al.* cette conférence). Les données acquises sur ces échantillons concernent :

- des paramètres agronomiques tels que pH, azote, carbone, phosphore Olsen, capacité d'échange cationique, texture, ...
- des éléments traces métalliques : concentrations totales en cobalt, chrome, cuivre, nickel, zinc, plomb, cadmium et concentrations de ces mêmes éléments après extraction au  $\text{CaCl}_2$  pour déterminer la fraction échangeable.

Dans un premier temps, les valeurs obtenues ont été classées en 3 niveaux de fertilité pour les paramètres agronomiques (optimal, limite, défavorable) –cf. Joimel (2015)–. Les concentrations en polluants métalliques ont été comparées aux vibrisses supérieures (Villanneau *et al.*, 2008) fournies, à la maille de 16x16 km, par le Réseau de Mesure et de Surveillance de la Qualité des Sols (RMQS, cf.

www.gissol.fr). Cette approche permet de détecter des anomalies de concentration des sols de jardins, au regard de ce qui a été mesuré suivant un maillage systématique par ce réseau principalement sur des sols agricoles et forestiers. Cette comparaison permet donc de renseigner, dans une certaine mesure, le niveau de contamination des sols de jardins étudiés.

Pour le plomb, ces valeurs ont ensuite été comparées aux seuils du HCSP permettant ainsi, pour ce seul métal, d'avoir une première approche du niveau de pollution.

## **BIODIVERSITE**

L'analyse de la biodiversité des sols a intégré la caractérisation de l'abondance, de la diversité de la flore des jardins, des micro-arthropodes (acariens, collembolés), des vers de terre et des communautés fongiques. L'influence des facteurs climatiques, édaphiques et anthropiques (i.e. pratiques des jardiniers) a été analysée par une approche statistique.

## **RISQUES**

### Risques environnementaux

Les risques environnementaux ont été appréhendés par une approche écotoxicologique qui permet, sur la base d'études existantes, d'approximations et d'hypothèses, de calculer une PNEC (Predicted Concentration of No-Effect) qui est la concentration maximale prédite en une substance donnée dans un milieu sans effet négatif sur les organismes de ce milieu. Cette PNEC peut ensuite être comparée aux données acquises sur les sites permettant ainsi de calculer un ratio de risque. Cette approche est réalisée en utilisant la feuille de calcul « Metal Soil PNEC Calculator » développée par Arche (cf. <http://www.arche-consulting.be/metal-csa-toolbox/soil-pnec-calculator/>) sur la base du travail accompli dans le cadre de la directive européenne REACH. Cette approche est indicative.

### Risques sanitaires

Un retour d'expérience basé sur 13 études (12 portant sur des jardins collectifs existants et une sur un projet de création de jardin) a été mené dans le cadre du projet Jassur pour appréhender de quelle manière cette méthode est appliquée par les bureaux d'études dans le cas spécifique de jardins collectifs. Dans le panel des 13 études, 9 ont consisté en une interprétation de l'état des milieux (IEM) et quatre en une EQRS. Pour rappel, une EQRS s'effectue en suivant quatre étapes:

1. l'identification des dangers (détermination des effets indésirables que les substances chimiques sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme),
2. l'estimation des relations dose-réponse (estimation du rapport entre le niveau ou la dose d'exposition et d'incidence et la gravité des effets),
3. l'estimation de l'exposition des populations,
4. la caractérisation des risques sanitaires.

En comparaison, l'IEM est une approche définie par le MEDDE en 2007 sur laquelle s'appuie la politique nationale de gestion des sites pollués (cf. note ministérielle du 08 février 2007). Elle consiste à s'assurer que l'état des milieux est compatible avec des usages déjà fixés, c'est-à-dire les usages constatés au moment de la réalisation de l'IEM. La démarche IEM a pour objectif de distinguer :

- les milieux qui ne nécessitent aucune action particulière, c'est-à-dire ceux qui permettent une libre jouissance des usages constatés sans exposer les populations à des niveaux de risques excessifs,
- les milieux qui peuvent faire l'objet d'actions simples de gestion pour rétablir la compatibilité entre l'état des milieux et leurs usages constatés,
- les milieux qui nécessitent la mise en oeuvre d'un plan de gestion. La zone concernée devient alors un site au sens du plan de gestion.

Les 4 étapes de l'EQRS sont présentes dans une IEM mais contrairement à une EQRS complète, l'IEM conduit à considérer les substances isolément :

- sans procéder à l'additivité des risques liés aux différentes substances d'une même voie d'exposition,
- ni à l'additivité des risques entre les différentes voies d'exposition.

A partir des risques calculés, des intervalles de gestion ont été définis pour interpréter les résultats de l'évaluation des risques sanitaires lorsqu'ils sont menés dans le seul cadre d'une démarche IEM.

#### LIGNES DIRECTRICES POUR LA CREATION DE JARDINS

Face au manque de directives ou guides méthodologiques pour la création de jardins collectifs intégrant la question des éventuelles pollutions en France, une approche comparative des politiques locales suivies à Toronto (Canada) et à Paris (France) a été réalisée.

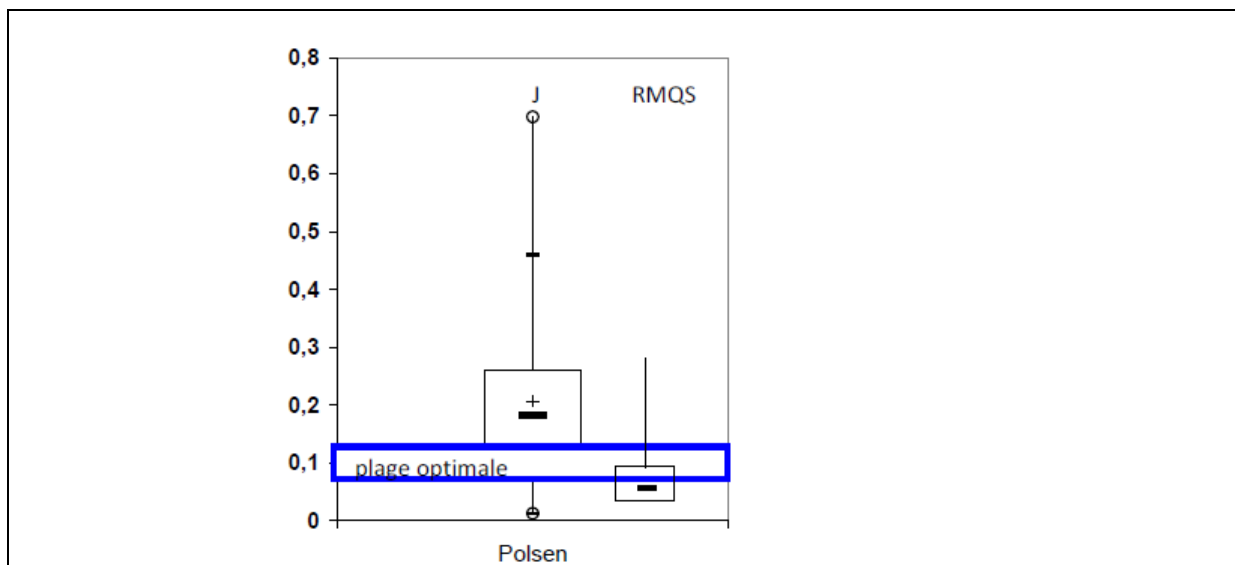
#### RESULTATS

Le projet Jassur a permis d'analyser le sol de près de 200 parcelles de jardins avec un protocole de prélèvement et d'analyses physico-chimiques homogène à l'échelle nationale (7 territoires urbains).

#### FERTILITE DES SOLS

Les paramètres tels que le carbone organique, le phosphore Olsen, le rapport C/N, le pH et la capacité d'échange cationique (CEC) montrent une variabilité relativement faible (coefficient de variation de 5 à 66%). Le pH des sols est plus basique que celui des échantillons du RMQS (médiane de 6,6 à l'échelle nationale), avec une médiane de 7,8. Le carbone organique est également plus élevé (médiane de 27,5 g/kg pour les jardins contre 14,5 g/kg pour le RMQS), ainsi que le Phosphore Olsen (0,18 g/kg contre 0,07 g/kg pour le RMQS). Le carbone organique est en concentration optimale dans 58 % des cas (limite dans 42% des cas par manque de matière organique). La valeur de CEC est optimale dans 74 % des cas et limite voire défavorable dans 35 % des cas. Pour le phosphore Olsen (figure 2), 64% des valeurs sont classées comme défavorables du fait d'un excès de phosphore (16% sont classées comme optimales). L'azote présente quant à lui un déficit (63% des analyses sont défavorables, 37% sont limites). 74% des valeurs de pH sont classées comme limites car trop élevées (25% sont favorables).

**Figure 2 :** Comparaison des concentrations (g/kg  $P_2O_5$ ) en phosphore Olsen dans les sols de jardins étudiés dans Jassur (J) à gauche et dans les échantillons du RMQS à droite. La gamme des valeurs optimales est également représentée.  
Comparison of soil concentrations for Olsen phosphorus (g/kg  $P_2O_5$ ) between gardens studied in Jassur (J) and RMQS database. The range of optimal values is also shown



## CONTAMINATION DES SOLS

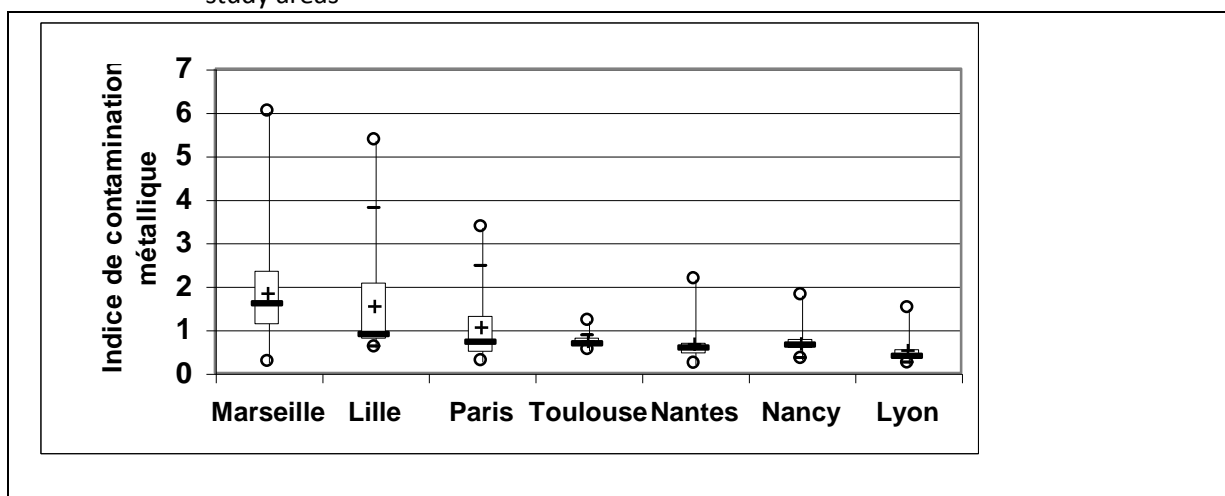
### Concentrations totales

Le plomb, le cadmium et le molybdène sont les métaux connaissant le plus de variations de concentration entre les jardins, suivis par le cuivre et le zinc. Ce sont, de plus, les métaux caractérisés par le plus grand nombre de dépassements de la valeur 1 pour le ratio de concentration mesurée /concentration locale du RMQS : Pb (40% des échantillons), Cu (39%) et Zn (26%). La médiane de ce ratio pour ces trois éléments est proche de 1 (0,7 à 0,8). Cela signifie que, par rapport à la base RMQS (sols essentiellement agricoles et forestiers) et pour ces trois métaux (Pb, Cu et Zn), un peu moins de la moitié des sols de jardins présentent des concentrations « anormales ». Le ratio associé au cadmium présente une médiane faible (0,4) mais est également marqué par des ratios pouvant être élevés (pour 11% des échantillons il est supérieur à 1).

Un indice de contamination métallique par rapport au RMQS est construit sur la base de ces 3 éléments caractérisés par les plus forts ratios plus le cadmium (figure 3). Ceci permet de classer les territoires les uns par rapport aux autres. A noter que cet indice traduit uniquement un niveau de contamination global et n'est en aucun cas un indice de risque car non pondéré par la dangerosité de chacun des métaux le constituant. Il apparaît, sur la base de jardins dont la représentativité des situations locales n'a pas été recherchée, des différences de niveaux de contamination entre les 7 territoires étudiés .

Les concentrations en plomb sont pour 40% des parcelles de jardin caractérisées supérieures au seuil de vigilance de 100 mg/kg du HCSP et 9% dépassent le seuil de déclenchement théorique d'un dépistage du saturnisme.

**Figure 3 :** Distribution de l'indice de contamination métallique ( $\Sigma$  (concentration dans le jardin/RMQS)<sub>Pb, Cu, Zn, Cd</sub>) entre les 7 territoires étudiés.  
Polymetallic index ( $\Sigma$  (garden concentration/RMQS)<sub>Pb, Cu, Zn, Cd</sub>) distribution among the 7 study areas



### Mobilité des métaux

Les métaux présents dans les sols de jardins sont globalement peu extractibles au  $\text{CaCl}_2$ . En ce qui concerne le chrome, le plomb et le nickel, les concentrations extractibles au  $\text{CaCl}_2$  sont inférieures à la limite de quantification pour, respectivement, 100%, 97% et 65% des déterminations. Pour le cuivre et le cadmium, les valeurs extractibles au  $\text{CaCl}_2$  sont en moyenne inférieures à 1 % du contenu total. Les caractéristiques physico-chimiques des sols (taux de matière organique élevé, pH basique) limiteraient ainsi leur mobilité et leur transfert vers les végétaux. Cependant, dans l'objectif d'une évaluation des risques, il est prudent de mettre en regard de ces mesures de mobilité des métaux à partir du sol des mesures de teneurs en métaux dans les légumes, l'extraction au  $\text{CaCl}_2$  ne révélant qu'une partie de ce qui est biodisponible et/ou susceptible de le devenir au cours du cycle cultural. Toutefois, le nombre de végétaux analysés dans le cadre de Jassur est trop faible et ne permet pas de conclure.

## IMPACT SUR LA BIODIVERSITE

Au niveau de la biodiversité, le milieu urbain, caractérisé par des pressions anthropiques fortes, induit une sélection des espèces de collemboles et des espèces végétales adaptées. Les conditions pédoclimatiques homogénéisent quant à elles, les espèces et les traits des collemboles au sein d'une même ville et différencient fortement les villes entre elles. Pour les communautés fongiques, le seul patron se dessinant est également celui des villes avec une empreinte spécifique à chaque ville. Les conclusions sont identiques pour la structure de la communauté microbienne. Les principales différences d'abondance et de diversité s'expriment entre les villes, en lien avec des conditions climatiques plus ou moins favorables. Ainsi, diversité et abondance des acariens, collemboles et vers de terre sont les plus importantes en climat océanique (doux et humide) et les plus faibles en climat continental (conditions plus drastiques). L'effet des pratiques des jardiniers est, quant à lui, principalement visible sur la flore alors qu'il n'influence ni l'abondance, ni la diversité ni les traits de la pédofaune analysée (Joimel, 2015). La présence de contamination dans près de la moitié des sols n'influencerait donc pas les paramètres de biodiversité caractérisés.

## RISQUES ENVIRONNEMENTAUX

Les caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés permettent de calculer la PNEC pour chaque jardin et pour chacun des polluants métalliques (plomb, cadmium, zinc, nickel, cuivre, cobalt et molybdène). Le tableau I présente pour sept échantillons sélectionnés arbitrairement sur chacun des sept territoires leurs caractéristiques physico-chimiques, et pour deux éléments métalliques non essentiels (plomb et cadmium) et un élément essentiel (zinc) pour les plantes, la concentration mesurée dans le sol, la valeur minimale définissant une anomalie de concentration valable pour les sols locaux (RMQS), la PNEC, le ratio de risque associé (concentration mesurée/PNEC) et la fraction des espèces terrestres potentiellement affectées à la concentration mesurée (PAF). Il est clair que pour les métaux (plomb, zinc) pour lesquels les données issues de la bibliographie permettent d'estimer une biodisponibilité des métaux, la valeur de la PNEC dépend ainsi par exemple fortement des caractéristiques physico-chimiques des sols : de 158 à 350 mg/kg pour le plomb et de 108 à 295 mg/kg pour le zinc. Pour ces deux métaux la PNEC la plus faible est liée à une disponibilité plus forte du métal dans le sol caractérisé. Pour le cadmium, les données bibliographiques n'étant pas suffisantes pour intégrer la biodisponibilité, la PNEC ne varie pas avec les caractéristiques des sols. Ces calculs montrent que les concentrations en métaux dans les sols peuvent être responsables de risques environnementaux notamment pour les concentrations en plomb les plus importantes mais également pour le zinc, un élément essentiel, pour des concentrations plus courantes.

**Tableau I :** Caractérisations physico-chimiques de différents sols, valeurs de PNEC calculées, ratio de risque et fraction des espèces terrestres potentiellement affectées associés à la concentration mesurée pour le plomb, le cadmium et le zinc.  
Physico-chemical characterisations of soils and values for computed PNEC, risk ratio and fraction of potentially affected land species for measured concentration of lead, cadmium and zinc.

	concentration mesurée mg/kg MS	Valeur RMQS mg/kg MS	CEC cmol/kg MS	pH	carbone organique %	Argiles %	PNEC mg/kg MS	concentration mesurée mg/kg MS	ratio de risque	PAF %
<b>Plomb</b>										
1-Ml	64	66	12	7,37	3,2	30	248	64	0,3	0,2
2-L	629	175	16,4		2,09	27	301	629	1,8	12,9
3-Nt	164	96	8,22	6,46	2,7	9	176	164	0,9	4,4
4-Nc	130	71,9	16,5	7,41	3,07	31	316	130	0,4	0,7
5-P_IdF	82	121	19,2	7,55	1,84	28	350	82	0,2	conc. <RMQS
6-Ly	24	87	7,36	-	1,36	-	158	24	0,2	conc. <RMQS
7-Tise	76	42	11,8	6,74	2,78	-	244	76	0,3	0,4
<b>Cadmium</b>										
1-Ml	0,7	0,9	12	7,37	3,2	30	1,1	0,7	0,6	2,4
2-L	0,5	1,0	16,4		2,09	27	1,1	0,6	0,5	1,4
3-Nt	0,3	0,4	8,22	6,46	2,7	9	1,1	0,3	0,3	0,4
4-Nc	0,6	1	16,5	7,41	3,07	31	1,1	0,6	0,4	1,2
5-P_IdF	0,3	1,1	19,2	7,55	1,84	28	1,1	0,3	0,2	0,4
6-Ly	0,1	1,0	7,36	-	1,36	-	1,1	0,1	0,1	0,1
7-Tise	0,4	0,7	11,8	6,74	2,78	-	1,1	0,4	0,3	0,8
<b>Zinc</b>										
1-Ml	237	166	12	7,37	3,2	30	188	237	1,3	7,8
2-L	196	169	16,4		2,09	27	132	196	1,5	10,7
3-Nt	107	188	8,22	6,46	2,7	9	108	107	1,0	conc. <RMQS
4-Nc	190	198	16,5	7,41	3,07	31	254	190	0,8	conc. <RMQS
5-P_IdF	107	166	19,2	7,55	1,84	28	295	107	0,4	conc. <RMQS
6-Ly	63	177	7,36	-	1,36	-	132	63	0,4	conc. <RMQS
7-Tise	126	176	11,8	6,74	2,78	-	137	126	0,9	conc. <RMQS

## **EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES**

Les 13 études analysées ont été menées entre 2009 et 2015 sur des jardins urbains ou péri-urbains. Tout au long du déroulement de l'IEM ou de l'EQRS, les choix effectués par les bureaux d'études (BE) diffèrent, ce qui influence le résultat final. Les principales conclusions de ce retour d'expériences sont exposées ci-dessous dans l'ordre des étapes de l'EQRS.

### **Une étude historique et documentaire du site trop souvent négligée**

Aucune des évaluations étudiées ne comporte d'étude historique et documentaire suffisamment détaillée pour garantir la représentativité des prélèvements réalisés et des substances analysées. Sur la base de ce constat, l'ensemble des évaluations et leurs conclusions peuvent être remises en cause. Ce manque de connaissance sur les passifs et l'environnement actuel des sites constitue une source d'incertitudes extrêmement importante bien que difficilement quantifiable.

### **Certains référentiels sont à revoir**

Les BE utilisent majoritairement des données de bruit de fond national pour interpréter les résultats des analyses de sols obtenus lors du diagnostic de site. Il est pourtant acquis que le territoire français comporte de nombreuses variations de concentrations naturelles en fonction de la localisation.

De même, l'utilisation par plusieurs BE de la base de données BAPPET comme référentiel pour les végétaux ne tient pas compte de la réponse parfois « site dépendante » du végétal vis-à-vis de l'accumulation du métal, sans compter les différences d'accumulation « variété-dépendante » non prises en compte dans BAPPET. L'utilisation de ce référentiel ne garantit en rien l'absence de risques sanitaires.

### **Des évaluations sans ingestion de végétaux !**

L'ensemble des évaluations ont pour objectif de s'assurer de la compatibilité des sites avec un usage « jardins avec cultures de légumes ». Il est donc inconcevable de proposer une évaluation des risques pour cet usage sans retenir la voie d'exposition « ingestion de végétaux ». Pourtant, certains BE ne retiennent pas cette voie d'exposition faute d'analyses.

Cette pratique de certains BE est très inquiétante surtout que les évaluations menées en intégrant la voie d'exposition « ingestion de végétaux » montrent que c'est très souvent la voie d'exposition prédominante en termes de risque.

### **Des erreurs à signaler pour l'ingestion de sol**

Pour l'ingestion de sol, la totalité des BE utilisent les références adaptées. Toutefois certaines erreurs sont à signaler. Un BE applique un ratio sur la quantité de sol ingérée par jour en fonction du temps passé sur site. Les quantités ingérées, préconisées par l'INERIS le sont indépendamment du temps de présence journalier sur site. Cette erreur provoque une sous estimation du risque chez l'enfant de plus de 90 % !

### **Des quantités ingérées de végétaux sous-estimées dans CIBLEX ?**

La majorité des BE utilise la base de données CIBLEX pour définir les quantités de végétaux ingérées quotidiennement par les usagers des jardins. Les études où les enquêtes de terrain auprès des jardiniers qui ont été menées montrent que les quantités réellement consommées sont plus importantes que celles estimées par CIBLEX. Ce constat est pour le moment à nuancer du fait du faible nombre d'enquêtes de consommation réalisées et de la variabilité des résultats.

Il est également à signaler que la plupart des BE retiennent les moyennes nationales de CIBLEX et non les données affinées par département, taille de ville, catégorie socioprofessionnelle, classe d'âge, etc. ce qui affecte la représentativité des données utilisées.

### **Une contamination atmosphérique particulière à étudier pour la contamination des végétaux**

Cette source de pollution n'est que très rarement retenue par les BE dans les évaluations analysées. Lorsque l'inhalation d'air ambiant extérieur est sélectionnée comme voie d'exposition pour l'évaluation, il apparaît que ce n'est pas la voie prédominante en termes de risque.

En revanche, plusieurs études montrent que la contamination atmosphérique particulière est tout de même à étudier car elle influence la qualité des végétaux cultivés (Xiong et al., 2016). Une des

études recommande même de placer tout nouveau jardin associatif à distance des axes de circulation dense.

#### **Une démarche IEM privilégiée par les BE**

La majorité des BE retient la démarche IEM pour réaliser leur prestation, ce qui semble adapté en première approche. En revanche, en cas de risque identifié dans la zone d'incertitude IEM, la plupart des BE ne poursuit pas la démarche jusqu'à une EQRS complète. Ils se limitent à des préconisations de mesures qu'ils qualifient de « simples », telles que le recouvrement par 50 cm de terre saine ou encore, ils procèdent uniquement à l'additivité des calculs au niveau de l'IEM, ce qui ne constitue en rien une EQRS complète.

#### **Des incertitudes négligées par les BE**

Cette partie de l'évaluation des risques permet de mettre en perspective les résultats obtenus et d'identifier les éventuelles réserves. Elle est essentielle mais trop souvent négligée par de nombreux BE. Une étude sans évaluation des incertitudes ne permet pas aux donneurs d'ordres d'avoir une vision suffisamment détaillée des risques encourus par les usagers des jardins et des mesures de gestion à prendre.

Face aux enjeux qui se posent (fermeture ou non de parcelles ou de jardins, restriction d'usage), la réalisation d'EQRS et d'IEM doit être maîtrisée et la spécificité du contexte de jardin doit être intégrée afin de pouvoir discuter les résultats notamment par rapport aux incertitudes associées.

### **DISCUSSION - CONCLUSION**

La contamination des sols de jardins collectifs urbains étudiés dans le cadre du projet JASSUR est une réalité puisqu'environ 40% des parcelles échantillonnées présentent par exemple des concentrations en plomb anormales au regard des données du RMQS et supérieures au seuil de vigilance du HCSP. L'origine des contaminants est multiple mais une partie est liée aux pratiques d'utilisation d'intrants par les jardiniers. Ces pratiques d'intrants non maîtrisées ont certainement un impact sur la croissance des végétaux, la fertilité des sols pouvant être remise en question. Les caractéristiques des sols associées à ces pratiques : teneur en matière organique et pH élevés auraient tendance à favoriser cependant une certaine immobilité des polluants et un transfert faible vers les végétaux. Les PNEC associés à ces sols, notamment pour le plomb et le cadmium, sont relativement élevés limitant les impacts environnementaux. Dans certains cas, il est clair que la contamination d'un sol n'est pas rédhibitoire avec l'usage en potager, mais peut toutefois nécessiter des mesures de précaution. Il existe cependant des situations (pollution historique, anomalies géochimiques, ...) où les risques sanitaires ne sont pas compatibles avec la pratique du jardinage (Mombo *et al.*, 2015). Pour arriver à ces conclusions, les méthodes de l'EQRS et de l'IEM doivent être maîtrisées par les bureaux d'études pour obtenir un résultat fiable aux incertitudes connues et maîtrisées.

Les connaissances acquises dans le cadre de différents projets de recherche comme Jassur doivent maintenant être mobilisées pour construire, ou mettre à jour, des lignes directrices sur l'aménagement et la gestion des jardins associatifs urbains. En l'absence de réglementation spécifique, ces lignes directrices devront être confrontées aux choix techniques et politiques des collectivités (cf. politiques de la ville de Paris vs politique de la ville de Toronto) en prenant en compte l'incertitude liée à une connaissance partielle du système. La mise en place d'une expertise pluraliste et indépendante associant tous les acteurs concernés est donc nécessaire.

Les données acquises dans le projet Jassur concernent certains éléments métalliques. Cette connaissance partielle devra être élargie à d'autres substances. La concentration en d'autres éléments tels que l'arsenic dans les sols et les légumes suscite ainsi de nombreuses questions comme en témoigne la publication du 12/08/2015 au journal officiel de l'Union européenne d'une recommandation sur la surveillance de l'arsenic dans les denrées alimentaires. De plus, les effets de polluants comme le mercure ou l'arsenic, présents dans le sol des jardins, sont beaucoup moins connus. Se pose aussi la question des micro-polluants organiques émergents ou non, provenant notamment de l'usage non maîtrisé de produits phytosanitaires et celle de l'évaluation des possibles effets « cocktail » pour l'homme et l'écosystème lorsque plusieurs polluants (métalliques et/ou organiques) sont présents dans le sol.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient l'Agence Nationale pour la Recherche qui a financé le projet Jassur dans le cadre de son appel à projet Villes et Bâtiments durables 2013 (projet JASSUR - ANR-12-VBDU-0011). Les collectivités, associations et jardiniers qui ont rendu ce projet possible sont également remerciés.

## BIBLIOGRAPHIE

- Bechet B., Joimel S., Jean-Soro L., Hursthouse A., Agboola A., Leitão T.E., Costa H., Cameira M.R., Le Guern C., Schwartz C., Lebeau T., 2016. Spatial variability of trace elements in allotment gardens of four European cities: assessments at city, garden, and plot scale, *Journal of Soils and Sediments*, DOI 10.1007/s11368-016-1515-1.
- Hursthouse, A., Leitão, T.E., 2016. Environmental pressures on and the status of urban allotments. – In: Bell, S. et al. (Eds.), *Urban Allotment Gardens in Europe*. Routledge: 142-164.
- Jean-Soro L., Le Guern C., Bechet B., Lebeau T., Ringeard M.F., 2015. Origin of trace elements in an urban garden in Nantes, France, *Journal of Soils and Sediments*, 15, 8, 1802-1812.
- Joimel S., 2015. *Biodiversité et caractéristiques physicochimiques des sols de jardins associatifs urbains français*. Thèse de doctorat de l'Université de Lorraine, 308p.
- Mombo S., Foucault Y., Deola F., Gaillard I., Goix S., Shahid M., Schrek E., Pierart A., Dumat C., 2015. Management of human health risk in the context of kitchen gardens polluted by lead and cadmium near a lead recycling company. *Journal of Soils and Sediments*, 16, 4, 1214-1224.
- Schwartz C. et al., 2013. *Jardins potagers : terres inconnues?*, EDP Sciences, Collection « ADEME », ISBN : 978-2-7598-0723-9, 176 p.
- Rémy E., Douay F., Canavèse M., Lebeau T., Berthier N., Branchu P., Pinte E., 2015. Jardins collectifs urbains et contaminations des sols : quels enjeux en termes d'évaluation et de gestion des risques ? *Topia*, <http://topia.fr/travaux-de-chercheurs/travaux-de-l-axe-2/>, 18pp.
- Villanneau E., Perry-Giraud C., Saby N., Jolivet C., Marot F., Maton D., Floch-Barneaud A., Antoni V., Arrouays, D., 2008. Détection de valeurs anormales d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols *étude et Gestion des Sols*, 15, 3 183 – 200.
- Xiong T.T., Dumat C., Pierart A., Shahid M., Kang Y., Li, N., Bertoni G., Laplanche C., 2016. Measurement of metal bioaccessibility in vegetables to improve human exposure assessments: field study of soil–plant–atmosphere transfers in urban areas, South China. *Environmental geochemistry and health*, online, 16p.