Diversité des communautés de microarthropodes dans des sols agricoles (Sud-Ouest de la France) : influence des facteurs environnementaux et bioaccumulation de métaux traces

Annabelle Austruy, Charles Gers, Thomas Bur, Anne Probst

▶ **To cite this version:**

Annabelle Austruy, Charles Gers, Thomas Bur, Anne Probst. Diversité des communautés de microarthropodes dans des sols agricoles (Sud-Ouest de la France) : influence des facteurs environnementaux et bioaccumulation de métaux traces. Étude et Gestion des Sols, 2022, Biodiversité des sols, 29, pp.309-326. hal-03746467

HAL Id: hal-03746467
https://hal.science/hal-03746467

Submitted on 5 Aug 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Numéro spécial
Biodiversité des sols

Diversité des communautés de microarthropodes dans des sols agricoles (Sud-Ouest de la France) :

influence des facteurs environnementaux et bioaccumulation de métaux traces

A. Austruy(1, 2, 3*), C. Gers(2), T. Bur(1) et A. Probst(1)

1) Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement, Université de Toulouse, CNRS, 31326 Castanet Tolosan, France
2) Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement, Université de Toulouse, CNRS, 118 Route de Narbonne, 31062 Toulouse, France
3) Adresse actuelle : Institut Ecocitoyen pour la Connaissance des Pollutions, Centre de vie la Fossette RD 268, 13270 Fos sur Mer, France

* Auteur correspondant : annabelle.austruy@institut-ecocitoyen.fr

RÉSUMÉ

Les sols cultivés sont sous l'influence du travail mécanique du sol et des pollutions métalliques diffuses d'origine anthropique provenant des dépôts atmosphériques et des intrants agricoles. Les communautés de microarthropodes (collemboles et acariens oribates, gamasides et actinédides), vivant dans les horizons de surface, jouent un rôle essentiel sur le fonctionnement du sol. Ce travail vise à évaluer l'influence de certaines pratiques agricoles, des caractéristiques physico-chimiques et des contaminations métalliques sur la structure et la richesse spécifique des communautés de microarthropodes. Les principaux types de sols agricoles, représentatifs des activités agricoles courantes de la région Midi-Pyrénées, et les microarthropodes associés ont été échantillonnés. Les paramètres physico-chimiques et les concentrations totales de métaux traces (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd et Pb) dans les sols et les microarthropodes ont été déterminés, ainsi que la fraction de métaux labiles à l'aide d'extractions séquentielles et d'extractions chimiques à l'EDTA. Les résultats indiquent que l'occupation des sols influence la diversité et l'abondance des microarthropodes. En effet, les sols de cultures céréalières présentent une plus faible abondance et diversité de microarthropodes que les sols prairiaux, viticoles ou sous vergers. Par ailleurs, une corrélation positive et significative a été mise en évidence entre les teneurs en carbone organique total et en azote total du sol et l'abondance des microarthropodes. Au contraire, acariens et collemboles ne sont pas impactés par les concentrations en métaux traces relevées dans les sols agricoles. La capacité de bioaccumulation des métaux chez les microarthropodes est principalement liée aux niveaux trophiques, les acariens gamasides et actinédides (prédateurs)

Comment citer cet article :
Austruy A., Gers C., Bur T. et Probst A., 2022 - Diversité des communautés de microarthropodes dans des sols agricoles (Sud-Ouest de la France) : influence des facteurs environnementaux et bioaccumulation de métaux traces - Étude et Gestion des Sols, 29, 309-326

Comment télécharger cet article :
https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-29/

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

Reçu : octobre 2021 ; Accepté : mai 2022

accumulant plus que les collemboles et les acariens oribates (détritivores). Enfin, l'accumulation des métaux, en partie régulée par leur disponibilité dans le sol, est également dépendante de leur affinité et toxicité pour les microarthropodes, notamment pour les groupes de détritivores. Par conséquent, les communautés de microarthropodes, et en particulier les populations de collemboles, sont d'intérêt, de par leur capacité de bioaccumulation, pour évaluer les teneurs en métaux traces dans les sols agricoles et peuvent servir de bioindicateur d'impact des perturbations du sol liées au travail du sol et aux pratiques agricoles.

Mots-clés
Microarthropode, collembole, acarien, bioaccumulation des métaux, bioindicateur, sol agricole.

SUMMARY
DIVERSITY OF MICROARTHROPOD COMMUNITIES IN AGRICULTURAL SOILS (SOUTH-WEST FRANCE) : influence of environmental factors and trace metal bioaccumulation

Cultivated soils are under the influence of mechanical tillage and diffuse metal pollution of anthropogenic origin from atmospheric deposits and agricultural inputs. Communities of microarthropods (springtails and oribatid, gamasid and actinedid mites), living in surface horizons, play an essential role in the soil functioning. This work aims to assess the influence of some agricultural practices, physico-chemical characteristics and metal contamination on the structure and specific richness of microarthropod communities. The main types of agricultural soils, representative of current agricultural activities in the Midi-Pyrénées region, and the associated microarthropods were sampled. Physico-chemical parameters and total concentrations of trace metals (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb) in soils and microarthropods were determined, as well as the fraction of labile metals using sequential extractions and EDTA chemical extraction. The results indicate that land cover influences the diversity and abundance of microarthropods. Indeed, cereal crop soils have a lower abundance and diversity of microarthropods than grassland, vineyard or orchard soils. Moreover, a positive and significant correlation was demonstrated between the total organic carbon and total nitrogen contents of the soil and the abundance of microarthropods. On the contrary, mites and springtails are not impacted by the trace metal concentrations measured in agricultural soils. The ability to bioaccumulate metals in microarthropods is mainly related to trophic levels, with gamasid and actinedid mites (predators) accumulating more than springtails and oribatid mites (detritivores). Finally, the accumulation of metals, partly regulated by their availability in the soil, is also dependent on their affinity and toxicity for microarthopods, in particular for groups of detritivores. Consequently, the communities of microarthropods, and in particular the springtail populations, are of interest, due to their bioaccumulation capacity, for evaluating the levels of trace metals in agricultural soils and can serve as a bioindicator of the impact of disturbances in the soil related to soil tillage and agricultural practices.

Key-words
Microarthropod, springtail, mite, metal bioaccumulation, bioindicator, agricultural soil.

RESUMEN
DIVERSIDAD DE COMUNIDADES DE MICROARTRÓPODOS EN SUELOS AGRÍCOLAS (SUROESTE DE FRANCIA) : influencia de factores medioambientales y bioacumulación de metales traza

Los suelos cultivados están bajo la influencia de la labranza mecánica y la contaminación metálica difusa de suelos de origen antropogénico por deposición atmosférica e insumos agrícolas. Las comunidades de microartrópodos (colémbolos y ácaros oribátidos y gamasidos), que viven en los horizontes superficiales, juegan un papel fundamental en el funcionamiento del suelo. Este trabajo tiene como objetivo evaluar la influencia de ciertas prácticas agrícolas, características físico-químicas y contaminación por metales en la estructura y riqueza específica de las comunidades de microartrópodos. Se tomaron muestras de los principales tipos de suelos agrícolas, representativos de las actividades agrícolas actuales en la región de Midi-Pyrénées, y los microartrópodos asociados. Se determinaron parámetros fisicoquímicos y concentraciones totales de metales traza (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb) en suelos y microartrópodos, así como la fracción de metales lábiles mediante extracciones secuenciales y extracciones químicas con EDTA. Los resultados indican que la cobertura del suelo influye en la diversidad y abundancia de microartrópodos. De hecho, los suelos de cultivo de cereales tienen una menor abundancia y diversidad de microartrópodos que los suelos de pastizales, viñedos o huertas. Además, se demostró una correlación positiva y significativa entre los contenidos de carbono orgánico total y nitrógeno total del suelo y la abundancia de microartrópodos. Por el contrario, los ácaros y los colémbolos no se ven afectados por las concentraciones de metales traza que se encuentran en los suelos agrícolas. La capacidad de bioacumulación de metales en los microartrópodos se relaciona principalmente con los niveles tróficos, con ácaros gamasidos y actinédidos (depredadores) acumulando más que colémbolos y ácaros oribátidos (detritívoros). Finalmente, la acumulación de metales, en parte regulada por su disponibilidad en el suelo, también depende de su afinidad y toxicidad por los microartópodos, en particular por los grupos

de detritívoros. En consecuencia, las comunidades de microartrópodos, y en particular las poblaciones de colémbolos, son de interés, por su capacidad de bioacumulación, para evaluar los niveles de metales traza en suelos agrícolas y pueden servir como bioindicador del impacto de perturbaciones en el suelo relacionado con el arado y las prácticas agrícolas. .

Palabras clave
Microartrópodo, colémbolo, ácaro, bioacumulación de metales, bioindicador, suelo agrícola.

1. INTRODUCTION

Les concentrations en métaux traces (MT) mesurées dans les sols résultent à la fois de l'altération minérale primaire et des apports exogènes dus aux activités anthropiques. Dans les sols agricoles, les perturbations anthropiques proviennent principalement des amendements (engrais, pesticides, produits phytosanitaires…) apportés aux terres agricoles, du travail du sol mécanique (Mico *et al*., 2006) et des retombées atmosphériques. Les sols agricoles peuvent ainsi être impactés par la contamination aux MT mais aussi par le travail mécanique du sol, ce qui peut conduire à la perturbation des fonctions biologiques des sols.

La pédofaune peut subir des effets négatifs sur le comportement, la reproduction, le taux de survie et l'altération de leurs fonctions dans l'écosystème (Citeau *et al*., 2008 ; Bur et *al*., 2010, 2012). Pour étudier ces dysfonctionnements potentiels, le choix du matériel biologique s'est communément porté sur les microarthropodes, échelle millimétrique du compartiment de vie dans les sols (Gobat *et al*., 2010). Ceux-ci contribuent à la dégradation de la matière organique et à la fragmentation de la litière du sol, et jouent ainsi un rôle essentiel sur le fonctionnement du sol (Osler et Sommerkorn, 2007 ; Querner, 2008 ; Potapov *et al*., 2022). Par ailleurs, certains microarthropodes, comme les mycophages, peuvent jouer un rôle important sur les dynamiques des populations fongiques dans les sols par un broutage modéré optimisant la croissance des champignons (Querner, 2008 ; Neher *et al*., 2012 ; Hedenec *et al*., 2013). De plus, ces microarthropodes sont d'une telle abondance que leur biomasse totale est similaire à celle des macroarthropodes (McIntyre *et al.,* 2001).

Dans cette étude, les microarthropodes sont divisés en détritivores (*Collembola* et *Acari oribatida*) et prédateurs (*Acari gamasida* et *actinedida*). Dans la littérature (Syreck *et al*., 2006 ; Pfeffer *et al*., 2010), les collemboles, les acariens gamasides, actinédides et oribates sont souvent cités parmi les ordres les plus sensibles aux perturbations du sol. Ainsi, ce travail vise à évaluer l'influence de certaines pratiques agricoles et de la contamination métallique sur la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés vivantes du sol et plus particulièrement sur la structure et la richesse spécifique des communautés de microarthropodes. Pour cela, l'objectif était (i) d'évaluer la diversité et l'abondance des microarthropodes dans le contexte de diverses cultures et pratiques agricoles en Midi-Pyrénées, (ii) de déterminer les concentrations de 6 MT (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd et Pb) dans les collemboles et les acariens, (iii) d'en déduire la bioaccumulation de ces MT dans ces organismes, et (iv) de mettre en relation les mesures de diversité et d'abondance des microarthropodes avec les facteurs environnementaux (occupation du sol et caractéristiques physico-chimiques des sols), ainsi que la bioaccumulation des MT en regard de leur disponibilité. Ce travail apporte des précisions et données sur l'utilisation des organismes du sol comme bioindicateurs de la qualité du sol, qui suscite un grand intérêt de la communauté scientifique.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. Description des sites d'étude

Les sols échantillonnés sont issus de terres agricoles et appartiennent au réseau français de mesure de la qualité des sols (RMQS, http://www.gissol.fr/programme/rmqs/rmqs.php) exceptés les sols du bassin-versant d'Auradé, AUR7 et AUR8. Ce réseau est un programme de surveillance composé de plus de 2000 points répartis uniformément sur le territoire français, selon un maillage carré de 16 km de côté. Dans notre étude, 11 sites ont été sélectionnés dans la région Midi-Pyrénées, où l'activité agricole est fortement représentée. Les sites ont été sélectionnés sur la base de différents types de sols et de cultures représentatives des activités agricoles présentes dans la région Midi-Pyrénées (Redon *et al.,* 2013) *(Tableau 1)*. Cela a permis de considérer un gradient d'apports potentiels de contaminants d'un site cultivé de manière intensive à un site moins influencé par les activités anthropiques avec un couvert forestier historique. Les différents sites sont caractérisés par diverses pratiques de gestion des sols telles que le travail du sol, divers types de cultures et d'intrants. Deux types de sols, les brunisols (3 sites) et les calcosols (5 sites dont 2 calcisols), typiques du paysage de la région Midi-Pyrénées

(Perrin *et al*., 2008 ; Redon *et al.,* 2013), dominent dans les sites sélectionnés, complétés par un rankosol (site MAS), un fluvisol (site SEM) et un luvisol (site VIT). Les brunisols se caractérisent par la formation d'un horizon d'altération (B), coloré en brun par des oxydes de fer associés à des argiles. Ils sont généralement de type humus de mull, avec un pH compris entre 5 et 6. Ces sols sont fréquemment développés dans la région sur des matériaux non calcaires (schistes, grès) sous le climat tempéré. Les calcosols sont des sols calcaires dont le complexe d'échange est saturé ou presque principalement par les ions Ca^{2+} largement dominants (rapport Ca/Mg > 5). Le calcaire actif présent dans le solum distingue ce type de sol des calcisols, qui ont des teneurs faibles en Ca et ont un pH plus acide.

2.2. Prélèvements et procédure de traitement des sols

Selon le protocole normalisé du RMQS, une parcelle de 20 m de côté orientée Nord-Sud a été matérialisée sur le site d'échantillonnage et divisée en 100 placettes de 2 m de côté. Parmi celles-ci, 25 carottes ont été échantillonnées à la tarière pour les horizons supérieurs (0-30 cm ou limite supérieure de la semelle de labour) et profonds (limite inférieure de la semelle de labour ou 30-50 cm). Les 25 carottes ont été mélangées par profondeur pour former deux échantillons composites (un par profondeur), représentatifs de 400 m² de chaque site étudié. Les échantillons de sol ont été collectés avec des outils en polypropylène et conservés dans des sacs en plastique. La méthodologie est conforme à la norme NF X 31-071 (Afnor, 1999). Les échantillons de sol ont ensuite été séchés à l'étuve à 40 °C, suivi d'une homogénéisation du sol, d'un quartage et d'un tamisage sur tamis nylon à 2 mm (NF X 31-101, Afnor, 1999). Un nouveau quartage de l'échantillon tamisé à 2 mm a permis de définir la part de l'échantillon destinée à l'analyse des paramètres physico-chimiques (pH, COT, azote total, CEC, granulométrie, C/N) effectuée à l'INRAE d'Arras (https://www6.hautsdefrance.inrae.fr/las), et la part de l'échantillon réservée à l'analyse des MT effectuée au laboratoire GET/OMP. Pour l'analyse des teneurs totales en MT, un broyage, à l'aide d'un mortier en agate, a été effectué pour obtenir une poudre très fine afin de faciliter la dissolution minérale. La minéralisation de l'échantillon a été réalisée en utilisant une voie acide et oxydante (HF, HNO_3 et H_2O_2) selon une procédure bien calibrée (Bur, 2008 ; Bur et *al*., 2010). Un échantillon de sol tamisé et broyé de 100 mg a été introduit dans un tube en téflon et mouillé avec du HNO_3 bi-distillé. L'oxydation de l'échantillon a été réalisée en ajoutant environ 0,1 mL de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) en plusieurs étapes jusqu'à obtenir un faible dégazage. La dissolution bi-acide a été réalisée avec 0,5 mL de HF et 0,6 mL de HNO_3. Le mélange a été soumis aux ultrasons pendant 15 minutes, puis chauffé à 90 °C pendant plusieurs heures. L'échantillon a été évaporé à sec, puis mouillé avec du HNO_3 (dilution finale à 2 % de HNO_3) et dilué avec de l'eau MilliQ afin d'effectuer les analyses des MT par ICP-MS. La qualité de la procédure de dissolution a été vérifiée en utilisant des matériaux de référence internationaux (STD2, 142R) et des blancs. Les valeurs mesurées pour les matériaux de référence ne dépassaient pas 10 % des valeurs certifiées.

L'extraction de la phase potentiellement mobile et disponible des MT a été réalisée avec l'EDTA. La méthode consiste à introduire 5 g d'échantillon de sol tamisé à 2 mm dans 20 mL de solution d'acétate d'ammonium à 1 mol.L^{-1} dont 0,01 mol.L^{-1} d'acide éthylène diamine tétra-acétique (EDTA, sel disodique) à pH 7. Le pouvoir complexant de l'EDTA permet l'extraction des MT labiles, présents dans la solution du sol ou liés à la matière organique et aux oxides, qui ont ensuite été dosés par ICP-MS sur l'extractant filtré. La procédure détaillée est décrite dans la NF X 31-120 (Afnor, 1999).

Par ailleurs, une procédure d'extraction chimique séquentielle en 7 étapes a été réalisée sur des échantillons de sols du bassin-versant d'Auradé (sites AUR7 et AUR8) tamisés et broyés selon le protocole de Leleyter et Probst (1999) permettant d'estimer en outre la fraction hydrosoluble des MT.

2.3. Prélèvements, extraction des microarthropodes, identification des espèces et procédure de traitement

Pour l'étude de la mésofaune, dix prélèvements ont été effectués de façon aléatoire sur la même parcelle de 20 m de côté orientée Nord-Sud définie sur chaque site pour les prélèvements de sol, à l'aide d'un carottier d'un volume d'environ 300 cm³, d'un diamètre de 6,5 cm et d'une profondeur de 10 cm (Foutain et Hopkin, 2004) pour prélever préférentiellement les résidus de culture enfouis lors du dernier labour. L'ensemble des prélèvements ont été effectués sur les 11 sites au mois d'avril de la même année. Sur les sols cultivés non végétalisés, les prélèvements ont été effectués à quelques centimètres de la surface (2-3 cm) pour éviter les premiers centimètres de sol, trop sensibles aux variations climatiques quotidiennes. Pour tester l'influence du travail du sol, une procédure adaptée a été établie en conditions viticoles (site COU) et arboricoles (site CAH) *(Tableau 1),* avec la réalisation de deux types d'échantillons prélevés dans les rangs (nommés R) et les inter-rangs (nommés IR). Lors de l'échantillonnage du sol, les températures de l'horizon de surface et de l'échantillon de sol le plus profond ont été mesurées. En moyenne, la température au niveau de la couche superficielle a augmenté au cours de la journée (de 7,5 à 18 °C), alors que pour le sol le plus profond échantillonné, la température était assez constante (entre 8 et 10 °C). Pour estimer l'humidité du sol, les échantillons de sol ont été pesés avant et après leur dessiccation sur des extracteurs Berlese-

Tullgren (Berlese, 1905). La teneur en eau des sols variait de 18 à près de 60 % *(Tableau 1)*.

Pour l'extraction des microarthropodes, les échantillons de sol ont été placés sur des entonnoirs Berlese-Tullgren (Edward et Fletcher, 1971) en plastique équipés d'un tamis non métallique pendant 10 jours. La mésofaune a été collectée dans une solution d'éthanol diluée avec de l'eau milliQ pour obtenir une solution alcoolique à 70 °C. Les microarthropodes ont été identifiés à la loupe binoculaire, au niveau de l'espèce pour les collemboles et en grands groupes pour les acariens (oribates, gamasides et actinédides) et autres microarthropodes (Coineau *et al*., 1997). Après comptage et identification des microarthropodes du sol, les concentrations intracorporelles de MT ont été mesurées chez les collemboles et les acariens. Après détermination, les espèces ont été classées par régime alimentaire pour le dosage des MT, 2 groupes de détritivores (collemboles et acariens oribates) et un groupe de prédateurs (acariens gamasides et actinédides, englobés dans le traitement des résultats dans le terme générique de acariens prédateurs) (Potapov *et al*., 2022). Afin d'obtenir une quantité suffisante de matériel pour l'analyse des MT, pour un site donné, comptant 10 échantillons de mésofaune prélevés et extraits, les individus recueillis dans l'ensemble des échantillons pour chaque groupe ont été quartés en 3 échantillons. Trois échantillons ont ainsi été obtenus pour chaque site et chaque groupe de microarthropodes, avec un total de 39 échantillons pour chaque groupe de microarthropodes (3 réplicats * 13 sites). Les échantillons de collemboles et d'acariens ont été minéralisés par digestion acide avec HNO_3 et H_2O_2 puis

Tableau 1 : Géolocalisation et paramètres physico-chimiques des sols des différents sites d'étude. La teneur en eau a été déterminée à partir des échantillons de sol destinés à l'extraction des microarthropodes.

Table 1: *Geolocation and soil physico-chemical parameters of different study sites. The water content was determined from soil samples intended for the extraction of microarthropods.*

Nom du site (*)	Symboles	Coordonnées Lambert II étendu		Type de culture	Type de sol et substrat rocheux	Teneur en eau (%)	pH	CEC ($cmol^+.kg^{-1}$)	COT ($mg.kg^{-1}$)	Azote total ($mg.kg^{-1}$)	C/N
		X	Y								
Cours (46)	COU	534993,48	1947974,67	Vigne	Calcosol - Calcaire	19,1	8,3	24,20	21,10	2,47	8,54
Cahus (46)	CAH	566991,51	1995992,11	Noyer	Brunisol - Gneiss	23,7	4,9	3,60	13,10	1,18	11,10
Le Masnau (81)	MAS	615058,63	1868032,76	Prairie pâturée	Rankosol - Schistes	31,1	6,0	11,00	44,80	4,32	10,37
Serenac (81)	SER	598974,65	1883974,98	Prairie pâturée	Brunisol - Gneiss	20,9	5,4	5,46	11,70	1,18	9,92
Issepts (46)	ISS	566978,27	1963940,60	Prairie pâturée	Calcosol - Calcaire	57,4	8,1	20,70	25,90	2,76	9,38
Semezies (32)	SEM	470991,08	1835997,8	Maïs	Fluvisol - Calcaire	23,3	8,2	19,30	15,40	1,86	8,28
Viterbe (81)	VIT	567094,87	1851931,47	Maïs	Luvisol - Alluvions	18,4	6,3	9,64	8,06	0,99	8,14
Beaumont / Lèze (31)	BEA	518966,35	1819993,83	Blé	Brunisol - Alluvions	18,4	7,2	13,50	8,03	0,92	8,73
Lavaur (81)	LAV	550973,78	1852013,22	Blé	Calcosol - Molasse	19,1	8,3	22,70	10,90	1,13	9,65
Auradé P7 (32)	AUR7	497,98	1839,53	Blé	Calcisol - Molasse	22,6	7,9	22,63	6,76	0,97	6,98
Auradé P8 (32)	AUR8	497,93	1839,55	Forêt	Calcisol - Molasse	27,2	6,3	24,43	11,47	1,56	7,35

(*) : Numéro de département

dilués avec de l'eau milliQ pour l'analyse par ICP-MS (Bur *et al*., 2010, 2012). La qualité de la procédure de dissolution a été vérifiée pour chaque série d'échantillons en utilisant des matériaux de référence internationaux (TORT-2, Homard Hepatopancreas) et des blancs. Les valeurs mesurées pour les matériaux de référence ne s'écartaient pas de plus de 10 % de la valeur certifiée.

2.4. Procédures analytiques

Les concentrations de MT ont été analysées dans la fraction totale, extraite à l'EDTA et hydrosoluble des sols et dans les échantillons de microarthropodes avec un spectromètre de masse à plasma à couplage inductif Perkin-Elmer (ICP-MS, 7500ce, Agilent Technologies). Préalablement à l'analyse ICP-MS, les solutions obtenues à partir de la minéralisation des sols et des microarthropodes ont été acidifiées (2 %). Un mélange In/Re a été utilisé comme étalon interne pour les mesures de concentrations dans les échantillons. Dans notre étude, nous nous sommes concentrés sur l'analyse de 6 MT : Cr, Ni, Cu, Zn, Cd et Pb. Les limites de quantification étaient inférieures à 0,05 $g.L^{-1}$ pour Ni, Cr et Zn et inférieures à 0,005 $g.L^{-1}$ pour Cd, Cu et Pb.

2.5. Calcul du facteur d'enrichissement des sols (FE) et du facteur de bioaccumulation (FB) dans les microarthropodes

Pour déterminer une contamination potentielle par les MT, les concentrations mesurées dans les différents sols ont été comparées aux valeurs standard pour les sols non pollués déterminées à partir du programme RMQS *(Tableau 2)*. Nous avons utilisé les valeurs RMQS représentant la moyenne des teneurs en MT mesurées dans les sols agricoles de la région Midi-Pyrénées pour les sols calcaires et non calcaires (Redon *et al*., 2013).

Afin de déterminer l'origine des MT dans l'horizon superficiel des sols agricoles, le Facteur d'Enrichissement (FE) a été calculé pour les différents éléments étudiés. Le scandium (Sc) a été choisi comme élément de référence *(Eq. 1)*, selon plusieurs critères développés dans Sterckeman *et al.* (2006) et N'Guessan *et al.* (2009). L'horizon de sol profond a été utilisé comme matériau de référence. Un FE supérieur à 1 révèle théoriquement un apport anthropique, mais en raison de certaines incertitudes, une valeur supérieure à 2 est retenue pour identifier une contamination significative des sols (Hernandez *et al.,* 2003). Le FE a été calculé comme suit :

$$FE = ([MT] / [Sc])_{HS} / ([MT] / [Sc])_{HP} \quad \text{Eq. 1}$$

Avec HS : horizon de surface et HP : horizon profond

Pour évaluer le transfert des MT du sol aux microarthropodes, un facteur de bioaccumulation (FB) a été déterminé *(Eq. 2)*. Il se calcule comme le rapport entre la concentration en MT dans les microarthropodes (collemboles ou acariens) et la concentration dans le sol.

$$FB = [MT]_{microarthropodes} / [MT]_{sol} \quad \text{Eq. 2}$$

2.6. Traitements statistiques

L'interprétation de toutes les données, en particulier les analyses statistiques, a été réalisée à l'aide du logiciel R (R Core Team 2015, version 3.2). Compte tenu de la taille des échantillons de microarthropodes par parcelle (10 réplicats), la signification statistique des valeurs a été vérifiée à l'aide d'une analyse de variance ANOVA. Avant le test ANOVA, deux conditions ont été confirmées : (i) la normalité des données par le test de Shapiro-Wilk et (ii) l'homogénéité des variances par le test de Bartlett. La différence statistique est acceptée lorsque la probabilité du résultat (p), en supposant l'hypothèse nulle, était inférieure à 0,05. Le test non paramétrique de Mann Whitney, permettant la comparaison d'échantillons de petites tailles (n = 3) indépendants, a été utilisé pour comparer les différences dans la bioaccumulation des MT dans les microarthropodes. Des « boîtes à moustache » ont été réalisées pour présenter l'abondance des différents groupes, elles contiennent la moyenne, la médiane, le premier et le troisième quartile des données et les valeurs minimales et maximales. Enfin, des régressions linéaires ont été effectuées pour déterminer les corrélations possibles entre différentes variables (abondance des mircroarthropodes, paramètres du sol).

3. RÉSULTATS

3.1. Teneurs totales et extractibles en MT des sols

Les concentrations totales et extractibles des 6 MT (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) régulièrement rencontrées dans les sols agricoles, ont été analysées dans le premier horizon des différents sols échantillonnés et présentées dans le *tableau 2.* Ces MT ont été fréquemment investigués dans les sols agricoles (Baize, 2007, 2010 ; Bur, 2008 ; Redon *et al.,* 2013) car ils sont rencontrés couramment dans la composition des pesticides et des engrais utilisés en agriculture (Mico *et al*., 2006 ; Wei et Yang, 2010 ; Redon *et al.,* 2013). L'ordre de concentration des éléments est le suivant : Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > Cd. Les concentrations de Zn, Ni et Pb et, dans une moindre mesure, de Cd et Cu dans de nombreux sites, dépassent les valeurs moyennes RMQS mesurées dans la Région Midi-Pyrénées (Redon *et al*., 2013). Dans le site AUR7, caractérisé par la culture céréalière (blé), toutes les teneurs en MT sont supérieures aux valeurs moyennes RMQS, tout comme le sol forestier (AUR8). De même, sur le site MAS, tous

les MT étudiés présentent des concentrations qui dépassent les valeurs moyennes RMQS.

Par ailleurs, en moyenne pour l'ensemble des sols, la fraction considérée comme disponible extraite à l'EDTA représente près de 24 % de la teneur totale en Cd, 13 % pour Pb et 9 % pour Cu. Les fractions extractibles à l'EDTA (en pourcentage de la concentration totale) de MT sont dans l'ordre suivant : Cd > Pb > Cu > Zn > Ni > Cr *(Tableau 2).* Enfin, en ce qui concerne les concentrations totales, Cd a la concentration dans le sol la plus variable (88 %), tandis que Pb présente les plus faibles variations entre les différents sols (17 %). Le même constat s'applique aux concentrations extractibles *(Tableau 2).*

Les facteurs d'enrichissement (FE, *Figure 1*) sont généralement de l'ordre de 1 à 1,5 pour Cr, Ni, Cu et Zn, sauf sur le site BEA. Pb et Cd atteignent ou dépassent 2 sur cinq sites, traduisant une contamination significative en surface, notamment dans les sites de cultures céréalières (maïs, blé) tels que les sites BEA, AUR7 et VIT, les sites sous prairies MAS et ISS ou des sols en arboriculture (CAH). Le cuivre montre un FE > 1 dans certains sites, notamment dans les sols viticoles (COU), verger (CAH) et les prairies (ISS). Enfin, le facteur d'enrichissement, supérieur à 2,5 pour tous les MT du site BEA, indique une accumulation importante de MT d'origine anthropique dans l'horizon de surface. En effet, ce sol n'est pas le plus concentré en MT, mais la contamination de surface est la plus importante par référence au sol plus profond.

3.2. Structure de la communauté de microarthropodes

L'abondance des microarthropodes (par kg de sol sec) varie fortement entre les sites *(Figure 2*), mais aussi au sein d'un même site, la variabilité intra-site maximale est observée pour les grandes cultures sous blé.

Dans notre étude de cas, le nombre moyen d'individus mesurés sur l'ensemble des sites varie de 5 ind/kg de sol sur le site AUR7 (culture de blé) à 173 ind/kg de sol sur le site MAS (prairie pâturée). En forêt (AUR8), elle dépasse à peine 20 individus par kg de sol (Fig. 2a, Auradé P8), et apparait 20 à 200 fois inférieure aux données de la littérature (Gobat *et al*., 2003 ; Huhta et Ojala, 2006 ; Syrek *et al*., 2006).

L'abondance maximale totale et de chaque groupe est notée pour les sols sous prairie, vigne et arboriculture (noix), mais elle a fortement diminué dans le cas des sols cultivés (blé et maïs). En général, la proportion entre les détritivores (collemboles et acariens oribates) et les prédateurs (acariens gamasides et actinédides) montre une variabilité relativement importante entre tous les sites *(Figure 2b)*, notamment pour la mésofaune détritivore. Il est intéressant de noter que le groupe des acariens oribates présente la plus forte variation inter-site *(Figure 2b).* La proportion moyenne de détritivores, collemboles et acariens oribates considérée séparément, est significativement plus élevée que celles des acariens gamasides et actinédides (prédateurs) dans les prairies, la zone forestière, l'arboriculture et le vignoble. Dans les parcelles de cultures céréalières, les groupes de détritivores sont là encore majoritaires, mais sans différence significative. Il est à noter que les collemboles sont plus abondants que les acariens oribates dans les sols de prairies, de forêt et de vignobles alors que les acariens oribates sont plus nombreux dans les sols de cultures céréalières et d'arboriculture. Enfin, une corrélation positive et significative est observée entre l'abondance des prédateurs et des détritivores (R^2 = 0,81, p-value < 0,001, n = 11 - *Figures 3a*) et entre l'abondance des acariens oribates et des collemboles (R^2 = 0,89, p-value < 0,0001, n = 11 – *Figure 3b*).

Les *figures 3c* et *3d* présentent les régressions linéaires et significatives enregistrées entre l'abondance totale de la mésofaune des sols collectée sur chaque site et les teneurs en carbone organique total (COT) et l'azote total (Ntot) avec un coefficient de corrélation supérieur à 0,6 pour ces deux paramètres (R^2 = 0,55 et 0,57 respectivement pour le COT et Ntot, p < 0,01). Au contraire, le pH, l'humidité du sol (faible variation entre les différents sols), la CEC ou encore la densité du sol n'ont aucune influence sur l'abondance des populations de microarthropodes (collemboles et acariens). Par ailleurs, aucune corrélation significative n'a pu être montrée entre l'abondance des microarthropodes et les concentrations de MT totales ou extractibles à l'EDTA dans les horizons de surface des sols.

Deux des sites d'étude (COU et CAH) ont été échantillonnés avec un protocole particulier (*voir matériel et méthodes paragraphe 2.3* ; *Figure 2a*), avec un échantillonnage dans le rang (R) et un dans l'inter-rang (IR) pour mettre en évidence l'impact des cultures pérennes sur la diversité et l'abondance de la mésofaune. Dans le cas de la parcelle de noyers (arboriculture, site CAH), sur laquelle un travail occasionnel du sol est pratiqué en inter-rang, aucune différence significative n'est observée pour le nombre total d'invertébrés entre rang et inter-rang. Cependant, l'abondance de collemboles et acariens (oribates, gamasides et actinédides) est légèrement plus élevée dans le rang (CAH_R) que dans l'inter-rang (travaillé, IR). Dans le cas des sols viticoles (site COU), sur lesquels un travail de sol plus régulier est pratiqué, une différence statistique est observée entre les inter-rangs (travaillés) et les rangs (pas de travail) qui présentent une plus forte abondance de microarthropodes.

En ce qui concerne la diversité des collemboles, le nombre d'espèces de collemboles quantifiées dans chaque site est compris entre 3 et 15 espèces, avec une plus grande richesse spécifique relevée sur les sols de prairie et les sols en arboriculture par rapport aux cultures céréalières (*Tableau 3). Protaphorura armata* est l'espèce de collembole rencontrée dans tous les sites. D'autres espèces sont fréquemment retrouvées dans les différents sites étudiés : *Desoria propinqua*,

Tableau 2 : Concentrations totales et disponibles (extraction EDTA) de MT (mg.kg^{-1} MS) mesurées dans le premier horizon de différents sols, moyennes et écarts types pour tous les sites et les valeurs standard avec les valeurs RMQS pour les sols calcaires et non-calcaires (en gras : [MT] > valeurs moyennes RMQS).

Table 2 : *Total and available (EDTA extraction) concentrations of MT (mg.kg^{-1} DW) measured in the first horizon of different soils, means and standard deviations for all sites and standard values with RMQS values for calcareous and non-calcareous soils. (in bold : [MT] > mean RMQS values).*

	Total	EDTA	Total	EDTA	Total	EDTA	Total	EDTA	Total	EDTA	Total	EDTA
COU	65,2	0,09	**38,2**	0,29	**35,8**	8,59	66,9	3,15	**0,38**	0,13	**39,5**	5,12
CAH	38,0	0,08	**18,3**	0,30	**22,0**	2,60	51,9	1,68	0,11	0,05	26,0	3,48
MAS	**105,0**	0,10	**34,7**	0,79	**34,4**	2,80	**114,0**	1,68	**0,19**	0,11	**40,4**	5,04
SER	43,4	0,04	14,5	0,25	12,9	1,25	50,1	0,28	0,03	0,02	**31,5**	5,58
ISS	**83,1**	0,08	**42,3**	2,35	19,8	5,00	**108,0**	3,60	0,20	0,11	**28,9**	5,32
SEM	65,2	0,10	33,8	0,27	**24,8**	3,07	**97,0**	1,62	0,22	0,10	28,1	4,71
VIT	44,9	0,03	17,1	0,60	12,4	2,01	**63,3**	0,91	**1,08**	0,10	26,9	3,82
BEA	49,0	n.d.	**25,4**	1,58	17,5	2,86	**69,8**	1,02	**0,2**	0,12	**28,7**	5,34
LAV	42,7	0,13	19,6	0,30	13,9	1,08	53,8	0,57	0,15	0,07	23,5	2,58
AUR7	**90,0**	0,06	**58,9**	n.d.	**33,8**	3,11	**145,9**	2,00	**0,68**	0,31	**30,8**	6,59
AUR8	**96,1**	0,09	**57,0**	n.d.	**32,6**	3,27	**152,5**	3,71	**0,41**	0,23	**32,6**	6,82
Moyenne	*65,7*	*0,07*	*32,7*	*0,70*	*23,6*	*2,12*	*88,5*	*1,00*	*0,34*	*0,08*	*30,6*	*4,04*
RSD (%)	*36,8*	*57,1*	*47,4*	*67,1*	*39,0*	*36,8*	*42,3*	*46*	*88,2*	*62,5*	*17,3*	*37,9*
RMQS valeurs SC**	**66,2**		**34,8**		**23,3**		**92,0**		**0,25**		**28,4**	
RMQS valeurs SNC**	**49,0**		**18,0**		**19,0**		**62,8**		**0,13**		**27,1**	

*** Valeurs RMQS représentant la moyenne en MT mesurée dans les sols de Midi-Pyrénées pour les sols calcaires (SC) et non calcaires (SNC) (Redon et al., 2013)*

n.d. : non détecté

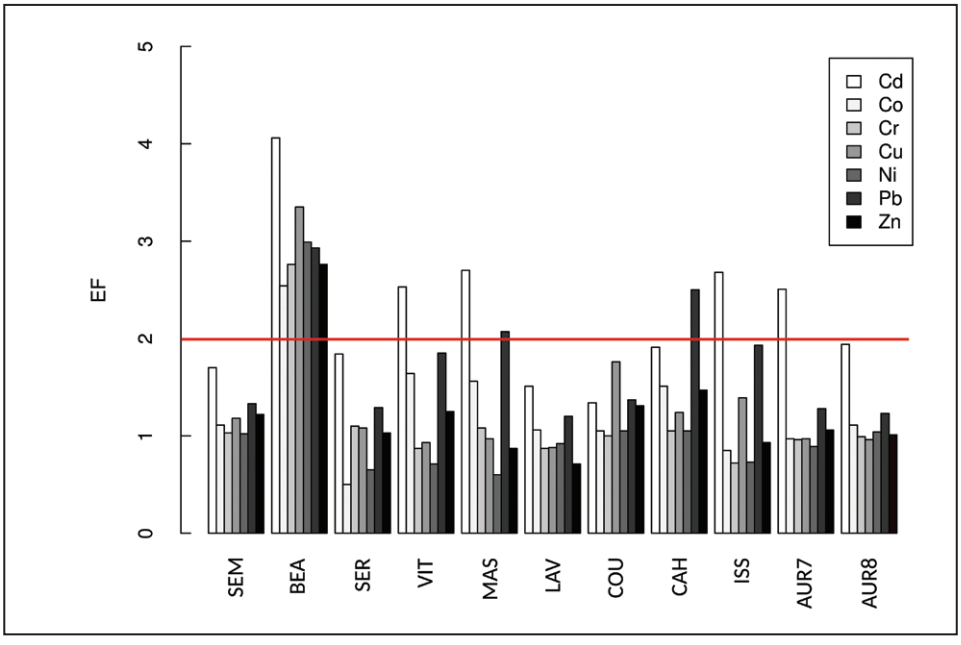
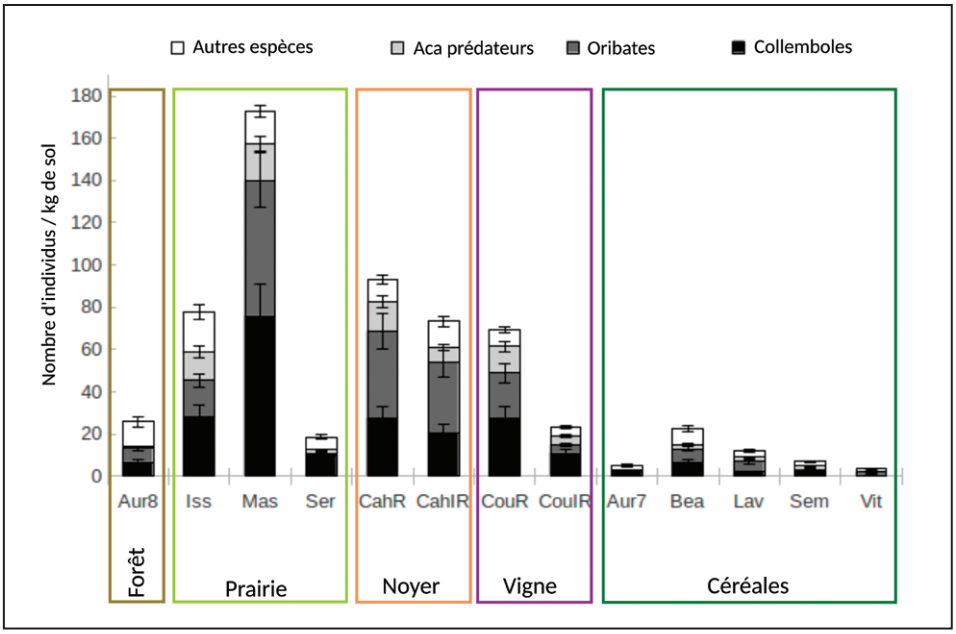


Figure 1 : Facteurs d'enrichissement (FE) de Cr, Ni, Cu, Zn, Cd et Pb calculés à partir de l'horizon de surface des différents sols. La limite à 2 indique un enrichissement significatif du métal.

Figure 1 : *Enrichment factors (EF) of Cr, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb calculated from the surface horizon of the different soils. The limit at 2 indicates significant enrichment of the metal.*



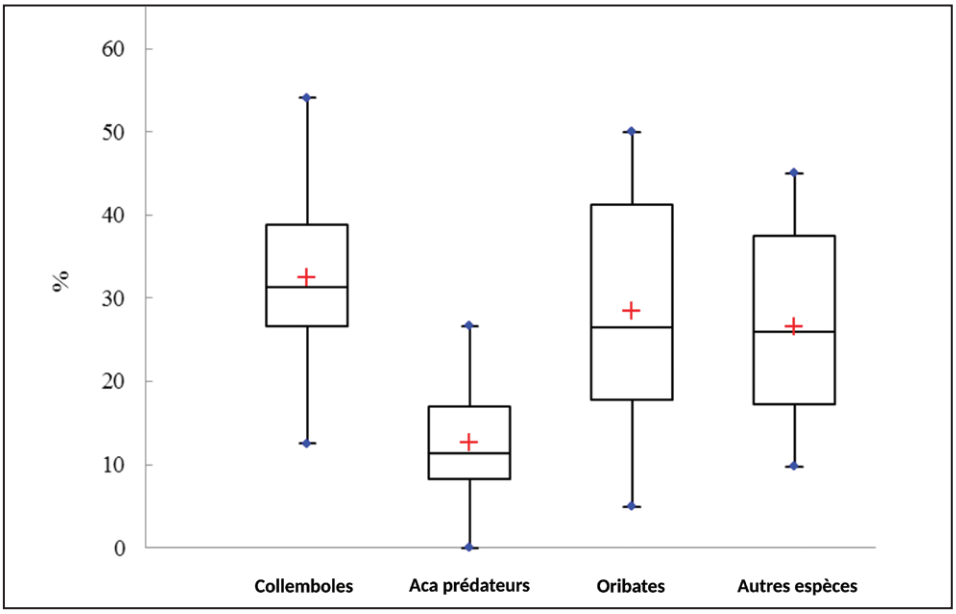


Figure 2 : Distribution et abondance des collemboles, acariens oribates et prédateurs (gamasides et actinédides) et autres espèces de mésofaune du sol à régime alimentaire non précisé (a) répartition des taxons dans chaque site regroupé par culture (n = 10), (b) boites à moustache présentant la moyenne, la médiane, les premier et troisième quartiles et les valeurs extrêmes de la proportion de chaque groupe de mésofaune échantillonnés dans les différents sites (n = 13).

Figure 2: *Distribution and abundance of springtails, oribatid and predatory mites (gamasids and actinedids) and other soil mesofauna species with unspecified diet (a) distribution of taxa in each site grouped by crop (n = 10), (b) boxplot with the mean, the median, the first and third quartiles and the extreme values of the proportion of each group of mesofauna sampled in the different sites (n = 13).*

Parisotoma notabilis, Sphaeridia pumilis ou *Sminthurinus aureus.* En revanche, le sous-ordre *Symphypleona* ne se rencontre que dans les sites de prairie et d'arboriculture et est absent des champs cultivés, excepté sur le site AUR7 (proche du site forestier AUR8) où quelques individus de *Sminthurinus aureus* sont observés.

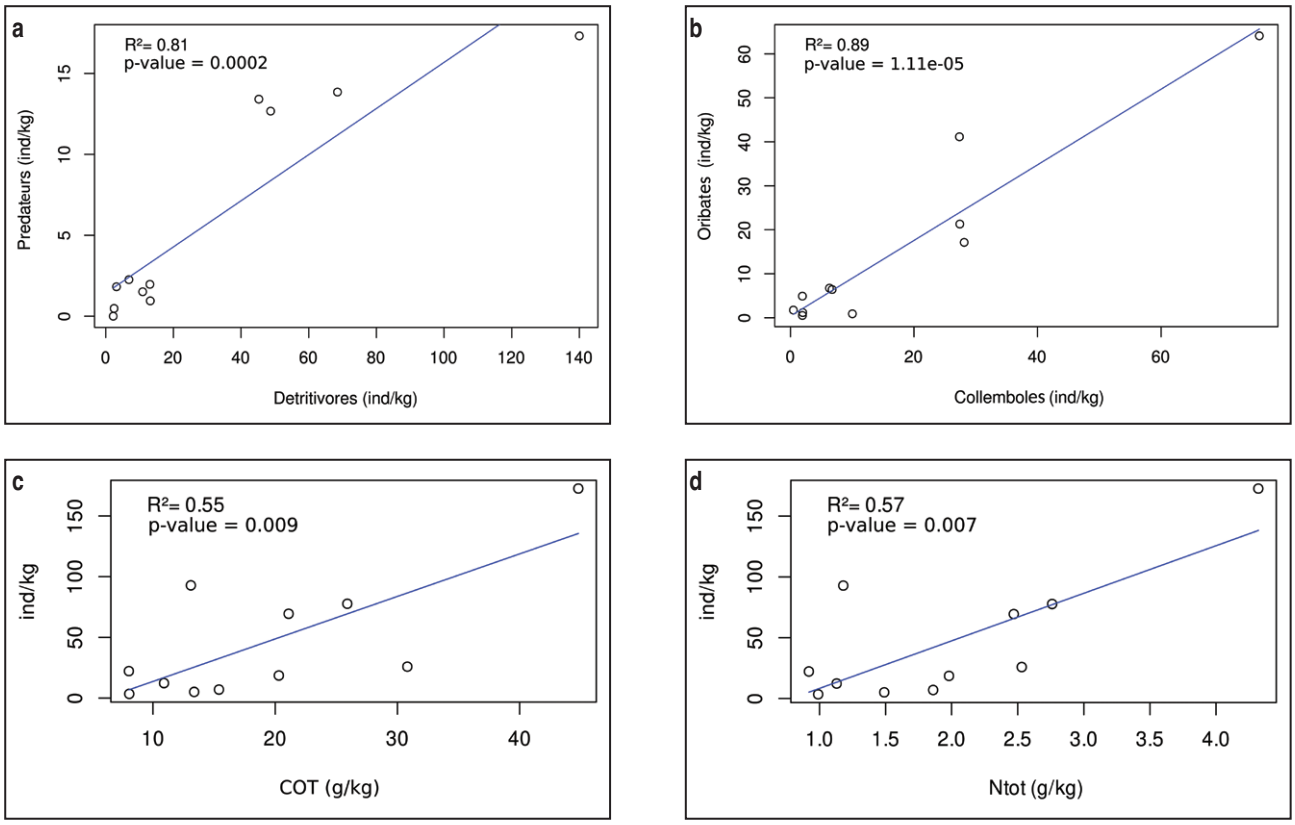
3.3. Concentrations intracorporelles en MT des microarthropodes et facteurs de bioaccumulation

Les résultats mettent en évidence une accumulation de MT dans les microarthropodes, Cu et Zn présentant les concentrations les plus élevées *(Figure 4a).*

Les concentrations de ces éléments dépassent 1 000 $mg.kg^{-1}$ chez les acariens prédateurs (1 100 et 2 045 $mg.kg^{-1}$ pour Cu et Zn, respectivement). Chez les collemboles et les acariens oribates, les concentrations en Cu n'excèdent pas 200 $mg.kg^{-1}$ (183 et 178 $mg.kg^{-1}$ pour les collemboles et les

Figure 3 : Régressions linéaires entre (a) l'abondance des prédateurs (acariens gamasides et actinédides) et celle des détritivores (collemboles et acariens détritivores) (n = 13), (b) l'abondance des oribates et celle des collemboles (n = 13), (c) l'abondance totale de la mésofaune et les teneurs en carbone organique total (COT) (n = 11) et (d) l'abondance totale de la mésofaune et les teneurs en azote total (Ntot) (n = 11).

Figure 3: *Linear regressions between (a) the predator abundance (gamasid and actinedid mites) and that of detritivores (springtails and detritivorous mites) (n = 13), (b) the oribatid abundance and that of springtails (n = 13), (c) the total mesofauna abundance and total organic carbon (TOC) contents (n = 11) and (d) the total mesofauna abundance and total nitrogen contents (Ntot) (n = 11).*



acariens oribates, respectivement) et sont inférieures à 500 mg.kg^{-1} pour Zn (429 et 396 mg.kg^{-1} pour les collemboles et les acariens oribates, respectivement). Les concentrations les plus faibles chez les microarthropodes concernent Cd (0,7 et 1,5 mg.kg^{-1} pour les collemboles et les acariens oribates respectivement et proches de 20 mg.kg^{-1} pour les acariens prédateurs).

Au-delà des concentrations, le facteur de bioaccumulation (FB) permet d'évaluer la relation entre les concentrations mesurées dans le sol et les concentrations corporelles de l'organisme. Le FB varie fortement selon le MT considéré *(Figure 4b).* Le cuivre, le zinc et le cadmium sont les plus fortement accumulés pour tous les groupes de microarthropodes (FB de 8,8 ± 6,1, 6,9 ± 0,5 et 3,5 ± 2,6, respectivement pour les collemboles). Au contraire, Pb et Cr sont les moins accumulés (FB de 0,1 ± 0,0 et 0,4 ± 0,3, respectivement pour les collemboles) et Ni est également faiblement accumulé, mais avec une gamme de variation importante (FB = 2,4 ± 3,5 pour les collemboles). Les mêmes tendances sont observées chez les acariens oribates. Pour les échantillons considérés, la bioaccumulation des MT par les collemboles et les acariens oribates se fait préférentiellement selon l'ordre suivant : Cu > Zn > Cd > Ni > Cr > Pb. Il en est de même pour les acariens prédateurs à l'exception de Cd qui est l'élément le plus bioaccumulé (FB = 65,4 ± 22,3).

4. DISCUSSION

4.1. Influence des pratiques agricoles sur les niveaux de MT dans les sols

Comme indiqué par Redon *et al.* (2013) pour l'ensemble de la région, les différents sols étudiés ne présentent pas une contamination très élevée en MT. Ceci indique un impact

Tableau 3 : Liste et nombre d'espèces rencontrées dans les différents sites.
Table 3 : *List and number of species encountered in the different sites.*

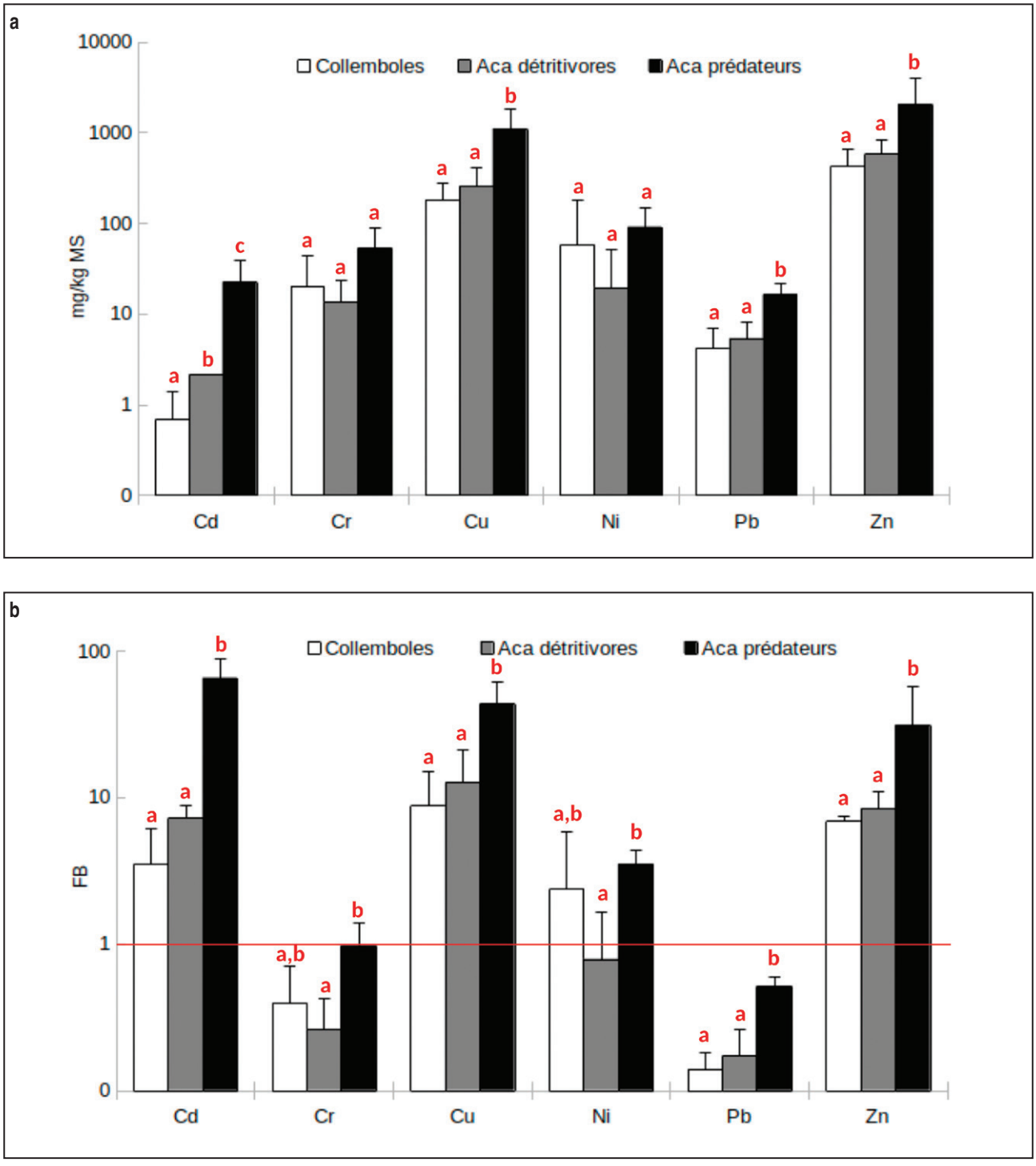
	AUR8	ISS	MAS	SER	CAH	COU	AUR7	BEA	LAV	SEM	VIT
Brachystonella sp.				*	*						
Ceratophysella armata	*			*	*	*	*				
Desoria propinqua	*	*	*		*	*		*	*	*	*
Entomobrya sp.					*						*
Isotoma desoria					*						
Isotomiella sp.				*	*						
Lepidocertus sp.		*	*		*						
Mesaphorura sp.					*				*	*	*
Neanura muscorum			*								
Onychiurus sp.	*				*		*				
Orchesella sp.	*	*			*			*			
Parisotoma notabilis		*		*	*	*		*			
Protaphorura sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Sminthurinus violaceus			*		*						
Sphaeridia pumilis	*	*	*	*	*	*	*				
Sminthurinus aureus	*	*	*	*	*	*					
Nombre esp tot	**7**	**7**	**7**	**7**	**15**	**6**	**4**	**4**	**3**	**3**	**4**

modéré des pratiques agricoles sur la contamination en MT à la surface du sol, à l'exception de Pb, de Cu et de Cd, dont l'enrichissement souligne l'influence des apports d'engrais et de traitements phytosanitaires (Wei et Yang, 2010 ; Redon *et al*., 2013 ; Roussiez *et al*., 2013). Une contamination multi-métallique (Pb, Cd) est ainsi relevée dans les pâturages (sites ISS et MAS) et suggère que les effluents d'animaux et tous les engrais organiques potentiels (déchets solides et boues d'épuration) appliqués sur les sols, sont des sources d'enrichissement en MT non négligeables (Redon *et al*., 2013). De même, la concentration en Cd dans le sol forestier d'Auradé (AUR8) est significativement inférieure à celle rapportée dans la parcelle de blé voisine (AUR7), tout comme le FE, ce qui confirme une contamination plus importante, issue de la fertilisation, dans les terres cultivées (N'Guessan *et al*., 2009 ; Roussiez *et al*., 2013). Les concentrations légèrement élevées de Cu dans les vignobles et les vergers reflètent l'application de fongicides à base de Cu (la « bouillie bordelaise », $CuSO_4$, notamment) comme principales sources de contamination au Cu (Komárek *et al*., 2008 ; Viti *et al*., 2008). Enfin, au-delà des apports relatifs à l'activité agricole, certains sites, comme le site BEA, mettent en évidence l'influence des activités urbaines et du trafic routier proches sur la contamination diffuse des sols en MT par dépôts atmosphériques. Ainsi, une influence des pratiques agricoles et de l'utilisation des terres, en particulier des cultures, des vignobles et des prairies, sur les teneurs en MT est détectée sur notre set de sols.

D'après nos résultats et des travaux antérieurs (Qishlaqi et Moore, 2007 ; Roussiez *et al*., 2013), les apports anthropiques des MT conduisent à une plus grande disponibilité potentielle des MT dans les sols agricoles. Une forte disponibilité est ainsi relevée pour les métaux dont les apports anthropiques sont les plus marqués tels que Cd, Cu, Zn et Pb, notamment sur les sols de grandes cultures et les vignobles, ce qui pourrait conduire à leur transfert vers la faune vivante du sol (Bur *et al*., 2010, 2012 ; Austruy *et al*., 2016) et la végétation (Fayiga *et al*., 2007 ; Austruy *et al*., 2013). Le pH joue également un rôle dans la biodisponibilité des MT (Redon *et al*., 2013), c'est notamment le cas pour Cd avec une plus grande disponibilité relevée dans les sols acides.

Figure 4 : (a) Concentrations moyennes de TM dans les échantillons de collemboles et d'acariens détritivores et prédateurs provenant des différents sites et (b) Facteurs de bioaccumulation de TM (FB) calculés pour ces différents groupes. L'axe des ordonnées est une échelle logarithmique pour les deux graphiques. Les différences significatives sont indiquées par des lettres sur chaque graphique (n = 13, p < 0,05).

Figure 4: (a) TM mean concentrations in samples of springtails and detritivorous and predatory mites from the different sites and (b) TM bioaccumulation factors (FB) calculated for these different groups. The y-axis is a logarithmic scale for both graphs. Significant differences are indicated by letters on each graph (n = 13, p < 0.05).



4.2. Impacts des facteurs environnementaux sur la diversité et l'abondance des microarthropodes

Des variations importantes de l'abondance sont enregistrées entre les différents sites avec les niveaux les plus faibles relevés sur les sols de grandes cultures. Les fortes variabilités du nombre de collemboles et d'acariens (détritivores et prédateurs) collectés dans les différents sites de grandes cultures peuvent être la conséquence de l'hétérogénéité de l'abondance des résidus de culture dans les sols comme déjà observé dans différents travaux (Cortet *et al*., 2002 ; Debeljak *et al*., 2007) mettant en avant une distribution grégaire de ces organismes. De même, la forte variabilité observée entre les sols sous prairie pourrait être liée à une teneur en matière organique (MO) hétérogène entre les différents sites *(Tableau 1)*, les sites MAS et ISS présentant des teneurs en matière organique 2 à près de 4 fois plus élevées que celle relevée sur le site SER. Par ailleurs, la faible abondance de microarthropodes enregistrée sous le sol forestier au regard de la littérature (Gobat *et al.,* 2003 ; Huhta et Ojala, 2006 ; Syrek *et al*., 2006) peut être la conséquence du protocole d'échantillonnage appliqué (6,5 cm de profondeur). En effet, les organismes des sols forestiers colonisent préférentiellement la litière et les premiers centimètres de sol. Cependant, afin de comparer les différents sites d'étude, il était impératif de considérer la même profondeur d'échantillonnage quels que soient le couvert végétal et l'occupation du sol. En outre, ce site peut être considéré comme la forêt relique caractéristique d'un contexte de terres agricoles dans la Région Midi-Pyrénées.

Comme observé pour les sites sous prairies, les teneurs en matière organique et en azote total des sols influencent de manière significative la répartition des microarthropodes, ce qui est confirmé par les corrélations positives et significatives entre ces paramètres. En effet, les microarthropodes vivent principalement dans les premiers centimètres du sol et sont donc très sensibles aux perturbations physiques et chimiques se produisant en surface (Van Straalen *et al*., 2005 ; Sousa *et al*., 2006 ; Ponge *et al*., 2008). Plusieurs études ont montré des résultats similaires dans différentes conditions de terrain et mis en évidence un effet des paramètres du sol (teneurs en matière organique et en azote total, densité du sol) sur l'abondance et la diversité des microarthropodes (Gutierrez-Lopez *et al*., 2010 ; Querner *et al*., 2013 ; Rumble et Gange, 2013). Dans certains sols (sites AUR7, VIT ou SER), une faible teneur en matière organique est relevée. Elle pourrait être un facteur limitant pour la reproduction des collemboles (Bur *et al*., 2010) et expliquerait ainsi la faible abondance de collemboles relevée sur ces sites.

Au contraire, aucune corrélation significative n'est enregistrée entre les teneurs totales et extractibles en MT dans les sols et la distribution et l'abondance des microarthropodes. Les concentrations mesurées dans les sols étudiés sont certainement trop faibles pour observer une diminution des populations de microarthropodes. Par exemple, selon Bur *et al.* (2010), un impact toxique des concentrations de MT sur les populations de collemboles a été noté pour des concentrations de Cd supérieures à 182 $mg.kg^{-1}$ dans les sols calcaires cultivés. Les concentrations de Cd dans les sols agricoles de la région Midi-Pyrénées sont beaucoup plus faibles, la concentration maximale observée est de 1,1 $mg.kg^{-1}$.

L'occupation du sol a une influence significative sur l'abondance des collemboles et des acariens. Cela suggère l'influence prédominante des pratiques agricoles et du travail du sol sur l'abondance des populations de microarthropodes (collemboles et acariens) comme relevé dans les travaux de Joimel *et al.* (2017). Les différences observées dans l'abondance des microarthropodes entre rang et inter-rang sur les parcelles COU et CAH (respectivement viticulture et arboriculture) confirment l'impact du travail du sol, occasionnel ou régulier, sur la diversité et l'abondance des microarthropodes. Des résultats similaires ont été observés sur des sols agricoles de Bretagne (France) avec un effet négatif de l'intensification des pratiques agricoles sur la macrofaune et les microorganismes (Cluzeau *et al*., 2009 ; Ponge *et al*., 2013). Par ailleurs, diverses études (Birkhofer *et al*., 2011 ; Sabais *et al*., 2011) ont montré que l'abondance des microarthropodes dépendait de la diversité de la végétation et présentait une grande diversité dans les écosystèmes prairiaux. La forte densité de microarthropodes trouvée sur le site MAS pourrait être liée à la teneur élevée en MO et à la couverture herbeuse *(Tableau 1)*. Enfin, la distribution des microarthropodes observée sur nos différents sites confirme que les collemboles et les acariens oribates sont souvent les taxons de microarthropodes les plus abondants dans les sols (Coleman *et al*., 2004 ; Eisenhauer, 2010).

La richesse spécifique des collemboles relevée sur nos différents sites est variable en fonction de l'occupation des sols, avec une plus grande diversité dans les prairies que dans les champs cultivés, comme observé par Sousa *et al.* (2006). Les différences de richesse spécifique des collemboles observées notamment pour les prairies entre les deux études, peuvent être dues à l'utilisation des pâturages dans notre cas d'étude alors qu'elles sont non pâturées dans l'autre cas. Les espèces fréquemment rencontrées sur nos sites, *Protaphorura armata* mais aussi *Desoria propinqua*, *Parisotoma notabilis* ou le sous-ordre Symphyplonea, sont régulièrement relevées dans les sols agricoles de milieux tempérés (Sousa *et al*., 2006). Il est à noter que les cultures céréalières ont largement affecté l'abondance des espèces du sous-ordre Symphypleona, comme déjà observé dans des études antérieures en Angleterre (Alvarez *et al*., 2001) ou en Autriche (Querner *et al.,* 2013). Cela peut s'expliquer par le travail du sol dû aux pratiques agricoles intensives (Sousa *et al*., 2006 ; Debeljak *et al.,* 2007 ; Querner, 2008).

4.3. Facteurs influençant la bioaccumulation des MT

Malgré l'absence de relation entre les concentrations totales de MT dans le sol et la richesse spécifique des microarthropodes, il est bien connu que la concentration en MT disponible dans le sol est un facteur clé pour l'absorption des MT par les organismes (Bur *et al*., 2010, 2012 ; Nursita *et al*., 2009 ; Austruy *et al*., 2016). De plus, il est important d'évaluer la bioaccumulation des MT par les organismes du sol en fonction des différents niveaux de la chaîne trophique, des espèces détritivores ou prédatrices.

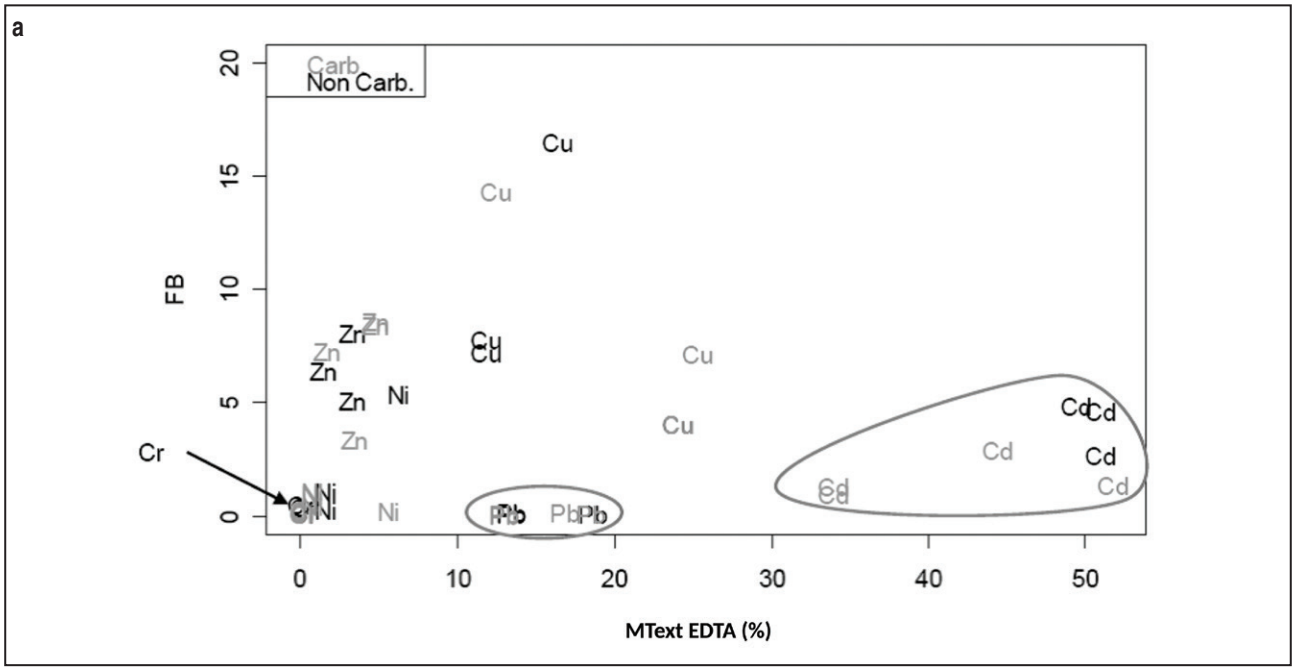
Les concentrations relevées dans les microarthropodes, et plus spécifiquement dans les acariens oribates, sont similaires à celles de Skubala et Zaleski (2012) dont les travaux étaient effectués sur divers sites présentant un gradient de pollution pour Cu, Zn et Cd. Par ailleurs, pour l'ensemble des MT étudiés, les concentrations sont généralement comparables parmi les taxons ayant les mêmes habitudes alimentaires. En effet, les acariens prédateurs (gamasides et actinédides) présentent des concentrations de MT significativement plus élevées que les espèces des groupes détritivores (collemboles et acariens oribates), à l'exception de Ni dont la gamme de variation est large. Comme les concentrations en MT dans les microarthropodes, le FB présente des différences significatives entre les groupes de détritivores (collemboles et acariens oribates) et les prédateurs (acariens gamasides et actinédides), dont la capacité de bioaccumulation est 3 à 10 fois supérieure à celle des groupes de détritivores. Cela soutient l'hypothèse d'un processus de bioaccumulation des MT en fonction du niveau trophique, appelé bioamplification. Cette capacité de bioaccumulation des MT dans les groupes de microarthropodes a été mise en évidence dans plusieurs travaux pour les acariens oribates (Skubala et Kafel, 2004 ; Skubala et Zaleski, 2012 ; Austruy *et al.,* 2016) et pour les collemboles (Nursita *et al*., 2009 ; Bur *et al*., 2010, 2012 ; Austruy *et al.,* 2016) avec une bioaccumulation en fonction du niveau trophique des différents groupes de microarthropodes (Austruy *et al.,* 2016).

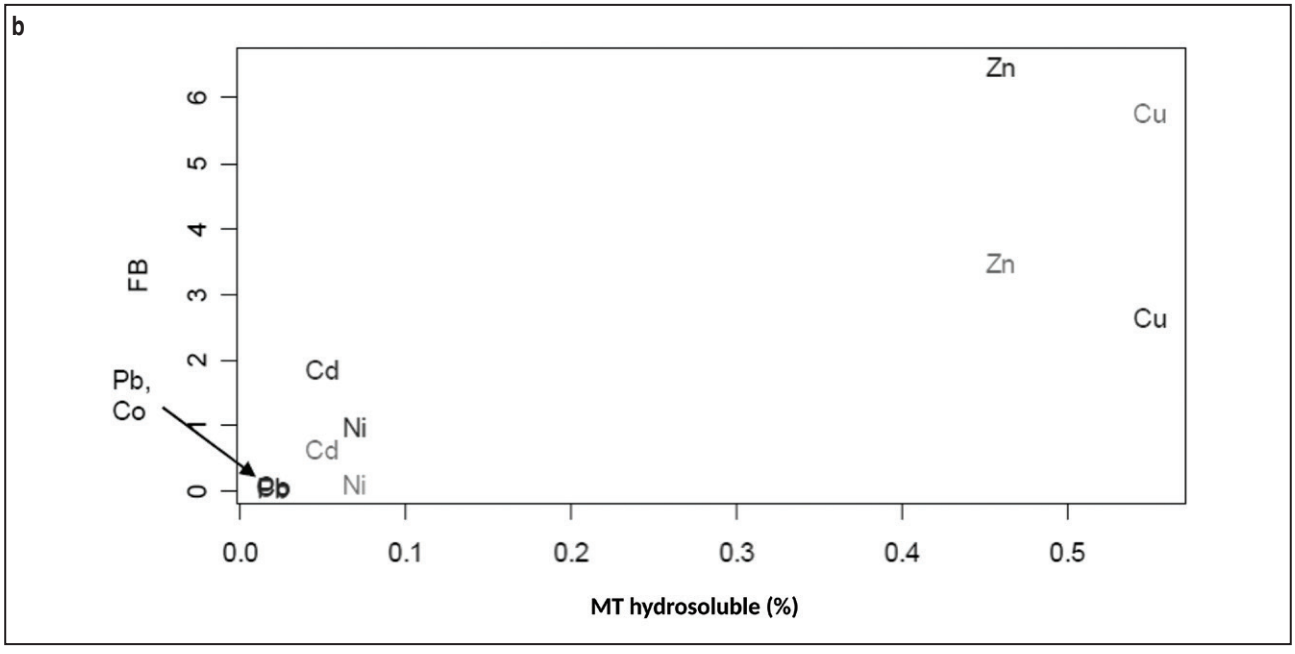
Le mode d'absorption préférentiel des MT chez les microarthropodes (sol, eau, nourriture) dépend de l'espèce de microarthropode mais aussi du MT considéré, de sa spéciation chimique et des paramètres physico-chimiques du sol (Austruy *et al*., 2016). L'intensité de l'accumulation de MT dans les organismes du sol a généralement été décrite comme fortement influencée par la disponibilité de MT dans les sols (Van Straalen *et al*., 2005 ; Bur *et al*., 2010, 2012), notion essentielle pour évaluer leur toxicité. Les deux types d'extractions, extraction hydrosoluble (issue de l'extraction séquentielle réalisée sur les sols AUR7 et AUR8) et extraction EDTA (réalisée sur les différents sols) *(Figure 5 et Tableau 2),* ont permis d'évaluer la fraction de MT la plus facilement disponible pour les organismes du sol.

Sur la *figure 5a,* présentant l'évolution du FB chez les collemboles en fonction des teneurs en MT extractibles à l'EDTA pour les différents sites étudiés, les sols sont distingués selon la présence (gris) ou l'absence (foncé) de carbonates. La bioaccumulation chez les collemboles est sensiblement liée au pourcentage de MT extractibles à l'EDTA *(Figure 5a).* En effet, une augmentation de FB avec la disponibilité du MT peut être observée en particulier pour Ni, Cu et Zn, notamment sur les sols non carbonatés. Le cuivre et le zinc sont connus pour être associés aux oxydes de Fe et d'Al et à la matière organique dont l'EDTA est un puissant extractant (Hernandez *et al*., 2003 ; Bur, 2008 ; Benabdelkader *et al*., 2018). Même si le nombre de sols pour une classe de pH est limité pour une analyse statistique, on peut remarquer que le FB présente souvent une valeur plus faible pour les sols carbonatés, l'accumulation la plus élevée chez les collemboles concerne préférentiellement les sols les plus acides *(Figure 5a).* En effet, l'acidité facilite la mise en solution des MT dans le sol les rendant plus disponibles pour les organismes vivants (Bur *et al*., 2012 ; Austruy *et al*., 2013). Dans le contexte des sols carbonatés, l'adsorption sur les particules pourrait limiter le transfert rapide vers les organismes. De plus, l'effet d'un pH élevé est associé à des concentrations élevées de Ca^{2+} dans les solutions de sols carbonatés (qui sont souvent sur-saturées par rapport à la calcite). Les ions calcium pourraient être en compétition avec les MT pour la fixation et l'absorption par les collemboles (Van Gestel et Koolhaas, 2004), diminuant ainsi la capacité de bioaccumulation. Le FB significativement plus faible observé chez les collemboles pour Cd dans les sols basiques étudiés (BF = 2,8 ± 2,3, n = 7) par rapport aux sols acides (BF = 4,3 ± 2,5, n = 6) confirme que ce MT reste beaucoup plus mobile et biodisponible dans les sols acides en raison d'une mise à disposition favorisée par ces conditions de pH à partir des phases non résiduelles telles que les oxy/hydroxides de Fe, Al et Mn ou la matière organique (Hernandez *et al*., 2003 ; Bur *et al*., 2010). Ainsi, la concentration en Cd dans les collemboles est principalement due à l'influence combinée de la concentration considérée comme biodisponible et du pH de la solution du sol (Nursita *et al*., 2009 ; Van Gestel et Koolhaas, 2004 ; Bur *et al*., 2010). Par ailleurs, selon la *figure 5b*, présentant l'évolution du FB chez les collemboles en fonction de la fraction hydrosoluble de MT sur les sols du bassin-versant d'Auradé, la bioaccumulation de tous les MT (sauf Cu) est plus faible pour le sol cultivé (site AUR7) par rapport au sol forestier (site AUR8). Dans ce dernier cas, la concentration en MT a augmenté dans la solution du sol car le pH est plus acide et donc plus disponible pour les organismes du sol (Sumner, 2000 ; Gandois *et al.,* 2010). Le cuivre a en revanche une tendance opposée, avec une bioaccumulation plus élevée chez les invertébrés du sol cultivé, moins riche en matière organique que la parcelle forestière. La forte affinité du Cu pour la matière organique (Hernandez *et al*., 2003 ; Bes, 2008 ; Kumpiene *et al*., 2008, 2011), pourrait

Figure 5 : Relation entre le Facteur de Bioaccumulation (FB) des collemboles et le pourcentage de MT associés à (a) la fraction extractible à l'EDTA dans l'horizon de surface du sol pour les sols carbonatés (en gris) et non carbonatés (en noir) pour les différents MT étudiés (n = 42) ; (b) la fraction hydrosoluble des sols extraite selon Leleyter et Probst (1 999) pour les échantillons du bassin versant de l'Auradé (AUR7 et AUR8). Les valeurs du profil 7 (AUR7, sous blé) sont indiquées en gris et celles du profil 8 (AUR8, sous forêt) sont indiquées en noir (n = 10).

Figure 5: Relationship between the bioaccumulation factor (BF) of springtails and the percentage of TM associated with (a) the EDTA-extractable fraction in the soil surface horizon for carbonate (in gray) and non-carbonate (in black) soils for the different TMs (n = 42); (b) the water-soluble fraction of soils extracted according to Leleyter and Probst (1 999) for samples from the Auradé watershed (AUR7 and AUR8). The values of profile 7 (AUR7, under wheat) are indicated in gray and those of profile 8 (AUR8, under forest) are indicated in black (n = 10).





réduire l'absorption en présence de matière organique dissoute capable de complexer Cu, comme déjà observé dans les sols dopés (Balasoiu *et al*., 2001) ou dans les travaux de Kumpiene *et al*. (2008, 2011) et Austruy (2012).

Des teneurs intra-corporelles élevées en Cu et Zn ont été relevées chez les différents groupes de microarthropodes. Ces derniers ont la capacité de réguler la concentration intracorporelle en Cu, car c'est un MT essentiel (Vijver *et al*., 2001). Ceci est également vrai pour Zn dont les concentrations intracorporelles étaient faiblement variables par rapport aux autres MT étudiés (écart type ~ 30 %). Cela illustre que les microarthropodes accumulent les MT les plus labiles, en particulier ceux ayant des fonctions biogéniques. Cette tendance n'inclut pas Cd, Cr et Pb. Pour Cd et Pb, leur FB est relativement faible par rapport à leur fraction extractible à l'EDTA qui est relativement élevée. Contrairement à Cu ou Zn, Pb et Cd ne sont pas essentiels à la vie et sont toxiques pour les organismes vivants (Laperche *et al*., 2004). En dépit de la forte mobilité de Cd et dans une moindre mesure de Pb, il est probable que l'accumulation par les collemboles ait été régulée par des processus physiologiques afin d'éviter que les organismes n'absorbent des concentrations trop élevées pouvant entraîner des effets délétères (Skubała et Zaleski, 2012). Le rôle des métallothionéines a été mis en évidence dans la fixation des ions métalliques permettant de réduire la toxicité des MT absorbés par les microarthropodes. Ainsi, il a été montré que la concentration corporelle en métallothionéines était fonction de la concentration corporelle en MT (Hensbergen *et al*., 2000).

Enfin, aucune relation entre la bioaccumulation, le type de végétation et les sols n'est clairement identifiée, potentiellement en raison du nombre limité d'échantillons car certains types de sols ou de cultures sont sous représentés.

5. CONCLUSIONS

Cette étude visait à identifier les communautés de microarthropodes vivant dans les couches superficielles des sols agricoles du sud-ouest de la France et à évaluer l'accumulation de MT par ces organismes en relation avec les types de sols.

Les résultats ont montré la présence non homogène de communautés de microarthropodes dans les sols agricoles de la région. Les différents groupes de microarthropodes ont été observés dans tous les sols étudiés quels que soient les caractéristiques physico-chimiques du sol et le type de cultures, les collemboles et les acariens oribates étant les plus abondants. Il a été mis en évidence un impact de l'occupation des sols sur la diversité et l'abondance des microarthropodes. La richesse spécifique des collemboles comme l'abondance des différents groupes de microarthropodes est significativement plus élevée dans les sols sous prairies ou cultures pérennes que dans les sols cultivés caractérisés par un travail du sol régulier, pouvant ainsi être considéré comme un facteur limitant. De même, la teneur en COT et en azote total influence significativement l'abondance des microarthropodes, avec une diminution de l'abondance lorsque la teneur en matière organique ou en azote total est faible.

Les concentrations de MT sont généralement modérées dans les sols étudiés, seuls Pb, Cd et dans une moindre mesure Cu sont significativement enrichis sur certains sites en raison des intrants anthropiques, avec une fraction disponible pour ces MT relativement élevée pour les organismes du sol. Nous avons pu montrer que plusieurs facteurs influencent la bioaccumulation des MT. D'une part, la capacité de bioaccumulation des MT est fonction du niveau trophique des microarthropodes avec une capacité de bioaccumulation des prédateurs (acariens gamasides et actinédides) significativement supérieure à celle des détritivores (collemboles et acariens oribates). D'autre part, la bioaccumulation dépend de la nature des MT, de leur concentration totale mais surtout de leur disponibilité dans les sols. En effet, les MT les plus labiles et particulièrement ceux présents dans la fraction soluble du sol sont très souvent les plus accumulés par les microarthropodes. La biodisponibilité est en partie régulée par les paramètres physico-chimiques du sol et en particulier par le pH. Un pH élevé et la présence de carbonates diminuent la disponibilité des MT, et donc leur absorption par les microarthropodes. Enfin, les éléments biogènes (tels que Cu, Zn) sont significativement plus accumulés et semblent moins affectés par le pH. Les résultats ont mis en évidence la capacité des microarthropodes à contrôler l'absorption des MT en solution. Ainsi, l'accumulation des MT, en partie régulée par leur disponibilité dans le sol, est également dépendante de leurs affinité et toxicité pour les microarthopodes, notamment pour les groupes de détritivores.

Ce travail nous a ainsi permis de mettre en évidence que les microarthropodes, en particulier les collemboles plus abondants que les autres groupes de microarthropodes, peuvent constituer des bioindicateurs de la teneur en MT dans les sols agricoles par leur capacité de bioaccumulation. De même, l'abondance et la diversité des communautés de microarthropodes peuvent être utilisées comme un bioindicateur d'impact des perturbations du sol liées au travail du sol et aux pratiques agricoles, et ainsi être de bons indicateurs de la durabilité des agrosystèmes. Cependant, leur abondance et leur richesse dans les sols n'ont pas été perturbées par la présence de MT, aux concentrations et aux conditions physico-chimiques rencontrées dans les sols agricoles de la région Midi-Pyrénées, alors que les microarthropodes ont accumulé la majorité des MT, à l'exception de Cr et Pb. Des travaux complémentaires sur l'écotoxicité des MT et les effets cocktails des multi-contaminations relevées dans certains sols agricoles sur les communautés de microarthropodes et leurs réponses biochimiques permettraient de préciser les impacts des MT

sur ces organismes et pourraient aboutir à la détermination de biomarqueurs. De même, l'impact des MT sur la structure et l'organisation des microarthropodes en lien avec les réseaux trophiques mérite d'être précisé.

BIBLIOGRAPHIE

Agence Française de Normalisation (Afnor) 1999 - Qualité Des Sols. Volumes 1 & 2, Afnor Ed., Paris.

Alvarez T., Frampton G.F., Goulson D., 2001 - Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes. Agr., Ecosyst. Environ., 83, 95-110.

Austruy A., 2012 - Aspects physiologiques et biochimiques de la tolérance à l'arsenic chez les plantes supérieures dans un contexte de phytostabilisation d'une friche industrielle. Thèse de l'Université Blaise Pascal, Clermont Ferrand, 328 p.

Austruy A., Wanat N., Moussard C., Vernay P., Joussein E., Ledoigt G., Hitmi A., 2013 - Physiological impacts of soil pollution and arsenic uptake in three plant species : *Agrostis capillaris*, *Solanum nigrum* and *Vicia faba*. Ecotoxicol Environ Saf, 90, 28-34.

Austruy A., Laplanche C., Mombo S., Dumat C., Deola F., Gers C., 2016 - Ecological changes in historically polluted soils : metal(loid) bioaccumulation in microarthropods and their impact on community structure. Geoderma, 271, 181-190.

Baize D., 2007 - Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les SOLS. INRA Ed., Orléans, 16 p.

Baize D., 2010 - Information sur les éléments traces dans les sols en France État au 18 août 2010 - INRA Editions, Orléans, 5 p.

Balasoiu C., Zagury G., Deschenes L., 2001 - Partitioning and speciation of chromium, copper, and arsenic in CCA-contaminated soils : influence of soil composition. Sci. Total Environ., 280, 239-255.

Benabdelkader A., Taleb A., Probst J.L., Belaidi N., Probst A., 2018 - Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria) : A multi-indices approach. Science of the Total Environment, 626, 899-914

Berlese A., 1905 - Dispositif pour la collecte rapide et un grand nombre de petits arthropodes, Redia, 2, 85-90.

Bes C., 2008 - Phytoremédiation des sols d'un site de traitement du bois contaminés par le cuivre, Thèse de l'Université de Bordeaux I, 299 p.

Birkhofer K., Diekötter T., Boch S., Fischer M., Müller J., Socher S., Wolters V., 2011 - Soil fauna feeding activity in temperate grassland soils increases with legume and grass species richness. Soil Biol. Biochem., 43, 2200-2207.

Bur T., 2008 - Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de Midi-Pyrénées : Implications en termes de limites de charges critiques. Thèse de l'Université de Toulouse, 373 p.

Bur T., Probst A., Bianco A., Gandois L., Crouau Y., 2010 - Determining cadmium critical concentrations in natural soils by assessing Collembola mortality, reproduction and growth. Ecotox. Environ. Safe., 73, 415-422.

Bur T., Crouau Y., Bianco A., Gandois L., Probst A., 2012 - Toxicity of Pb and of Pb/Cd combination on the springtail *Folsomia candida* in natural soils : Reproduction, growth and bioaccumulation as indicators. Science of the Total Environment, 414, 187–197.

Citeau L., Bispo A., Bardy M., King D., 2008 - Gestion durable des sols. Ed Quae, Versailles, 320 p.

Cluzeau D., Bellido A., Boulonne L., Cannavacciuolo M., Chaussod R., Cortet J., Fargette M., Giteau J.L., Guernion M., Jolivet C., Lavelle P., Foucaud-Lemercier B., Martin F., Mateille T., Mercier V., Péres G., Pernin C., Plantard O., Ponge J.F., Ranjard L., Rougé L., Ruiz N., Tico S., Velasquez H., Villenave C., Walter C., 2009 - RMQS Biodiv Bretagne. Volume 4 - Tome 6 : Mésofaune, ADEME, 82 p.

Coineau Y., Cleva R., Du Chatenet G., 1997 - Ces animaux minuscules qui nous entourent. Delachaux et Niestlé Ed., Paris, 77 p.

Coleman D.C., Crossley J.D.A., Hendrix P.F., 2004 - Fundamentals of Soil Ecology, 2nd ed. Elsevier Academic Press, San Diego, US, 386 p.

Cortet J., Ronce D., Poinsot-Balaguer N., Beaufreton C., Chabert A., Viaux P., Cancela de Fonsecaet J.P., 2002 - Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems. European Journal of Soil Biology, 38 (3-4), 239-244.

Debeljak M., Cortet J., Demsar D., Krogh P.H., Dzeroski S., 2007 - Hierarchical classification of environmental factors and agricultural practices affecting soil fauna under cropping systems using Bt maize. Pedobiologia, 51, 229-238.

Edward C., Fletcher K., 1971 - A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. *In* Phillipson J. Ed., Methods of study in quantitative soil ecology : population, production and energy flow. Blackwel Scientific Publication, Oxford, 150-185.

Eisenhauer N., 2010 - The action of an animal ecosystem engineer : Identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods. Pedobiologia, 53, 343-352.

Fayiga A.O., Ma L.Q., Qixing Z., 2007 - Effects of plant arsenic uptake and heavy metals on arsenic distribution in an arsenic-contaminated soil. Environ. Pollut., 147, 737-742.

Foutain M.T., Hopkin S.P., 2004 - A comparative study of the effects of metal contamination on Collembola in the field and in the laboratory. Ecotoxicology, 13, 573-587.

Gandois L., Probst A., Dumat C., 2010 - Modelling Trace metal extractability and solubility in French forest soils by using soil properties. Eur J Soil Sci, 61, 271-286.

Gobat J.M., Aragno M., Matthey W., 2010 - Le sol vivant, troisième édition revue et augmentée. Ed. Presses Polytechnique et Universitaires Romandes, Lausanne, 819 p.

Gutierrez-Lopez M., Jesus J.B., Trigo D., Fernandez R., Novo M., Diaz-Cosin D.J., 2010 - Relationships among spatial distribution of soil microarthropods, earthworm species and soil properties. Pedobiologia, 53, 381–389.

Hedenec P., Radochová P., Nováková A., Kaneda S., Frouz J., 2013 - Grazing preference and utilization of soil fungi by *Folsomia candida* (Isotomidae :Collembola). Eur. J. Soil Biol., 55, 66-70.

Hensbergen P., Velzen M.J.M., Nugroho R., Donker M., Van Straalen N.M., 2000 - Metallothionein-bound cadmium in the gut of the insect *Orchesella cincta* (Collembola) in relation to dietary cadmium exposure. Comparative biochemistry and physiology. Toxicology & pharmacology : CBP, 125, 17-24.

Hernandez L., Probst A., Probst J.L., Ulrich E., 2003 - Heavy metal distribution in some French forest soils : evidence for atmospheric contamination. Sci. Total Environ., 312, 195-219.

Huhta V., Ojala R., 2006 - Collembolan communities in deciduous forests of different origin in Finland. Appl. Soil Ecol., 31, 83-90.

Joimel S., Schwartz C., Hedde M., Kiyota S., Krogh P.H., Nahmani J., Pérès G., Vergnes A., Cortet J., 2017 - Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality, Sc. Tot. Environ., 584–585, 614-621.

Komárek M., Száková J., Rohošková M., Javorská H., Chrastný V., Balík J., 2008 - Copper contamination of vineyard soils from small wine producers : a case study from the Czech Republic. Geoderma, 147, 16-22.

Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice C., 2008 - Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments. Waste Manage., 28 (1), 215-225.

Kumpiene J., Mench M., Bes C.M., Fitts J.F., 2011 - Assessment of aided phytostabilization of copper-contaminated soil by X-ray absorption spectroscopy and chemical extractions. Environmental Pollution, vol. 159, p. 1536-1542.

Laperche V., Bodénan F., Dictor M.C., Baranger P., 2004 - Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et sols pollués. BRGM/RP-52881-FR, BRGM Ed., Orléans, 138 p.

Leleyter L., Probst J.L. 1999 - A new sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements in river sediments. Int. J Environ. An. Ch., 72 (2), 109-128.

McIntyre, N.E., Rango, J., Fagan, W.F., Faeth, S.H., 2001 - Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. Landscape Urban Plan., 52 (4), 257-274.

Mico C., Recatala L., Peris M., Sanchez J., 2006 - Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. Chemosphere, 65, (5), 863-872.

Neher D.A., Weicht T.R., Barbercheck M.E., 2012 - Linking invertebrate communities to decomposition rate and nitrogen availability in pine forest soils. Appl. Soil Ecol., 54, 14-23.

N'Guessan Y.M., Probst J.L., Bur T., Probst A., 2009 - Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France) : where do they come from? Sci. Total Environ. 407, 2939-2952.

Nursita A.I., Singh B., Lees E., 2009 - Cadmium bioaccumulation in *Proisotoma minuta* in relation to bioavailability in soils. Ecotox. Environ. Safe., 72, 1767-1773.

Osler G.H.R., Sommerkorn M., 2007 - Toward a complete soil C and N cycle : Incorporating the soil fauna. Ecology, 88, 1611–1621.

Perrin A.-S., Probst A., Probst J.-L., 2008 - Impact of nitrogenous fertilizers on carbonate dissolution in small agricultural catchments : implications for weathering CO_2 uptake at regional and global scales. Geochim. Cosmochim. Ac. 72, 3105-3123.

Pfeffer S.P., Khalili H., Filser J., 2010 - Food choice and reproductive success of *Folsomia candida* feeding on copper-contaminated mycelium of the soil fungus *Alternaria alternata*. Pedobiologia, 54 (1), 19-23.

Ponge J.F., Tully T., Gins A., 2008 - Short-term responses of two Collembolan communities after abrupt environmental perturbation : A field experimental approach. Pedobiologia, 52, 19-28.

Ponge J.F., Pérès G., Guernion M., Ruiz-Camacho N., Cortet J., Pernin C., Villenave C., Chaussod R., Martin-Laurent F., Bispo A., Cluzeau D., 2013 - The impact of agricultural practices on soil biota : A regional study. Soil Biol. Biochem., 67, 271-284.

Potapov A.M., Beaulieu F., Birkhofer K., Bluhm S.L., Degtyarev M., Devetter M., Goncharov A.A., Gongalsky K.B., Klarner B., Korobushkin D.I., Liebke D.F., Maraun M., Mc Donnell R.J., Pollierer M.M., Schaefer I., Shrubovych J., Semenyuk I.I., Sendra A., Tuma J., Tumova M., Vassilieva A., Ting-Wen Chen, Geisen S., Schmidt O., Tiunov A.V., Scheu S., 2022 - Feeding habits and multifunctional classification of soil-associated consumers from protists to vertebrates. Biological Reviews.

Qishlaqi A., Moore F., 2007 - Statistical analysis of accumulation and sources of heavy metals occurrence in agricultural soils of Khoshk River Banks, Shiraz, Iran. J. Agric. & Environ. Sci., 2 (5), 565-573.

Querner P., 2008 - Collembola in landscape ecology. University of Natural Resources and Life Sciences BOKU, Vienna, 87 p.

Querner P., Bruckner A., Drapela T., Moser D., Zaller J.G., Frank T., 2013 - Landscape and site effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria. Agr. Ecosyst. Environ., 164, 145–154.

Redon P.O., Bur T., Guiresse M., Probst J.L., Toiser A., Revel J.C., Jolivet C., Probst A., 2013 - Modelling trace metal background to evaluate anthropogenic contamination in arable soils of south-western France. Geoderma, 206, 112–122.

Roussiez V., Probst A., Probst J.L., 2013 - Significance of floods in metal dynamics and export in a small agricultural catchment. J. Hydrol., 499, 71-81.

Rumble H., Gange A.C., 2013 - Soil microarthropod community dynamics in extensive green roofs. Ecol. Eng., 57, 197-204.

Sabais A.C.W., Scheu S., Eisenhauer N., 2011 - Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. Acta Oecologica, 37, 195-202.

Skubala P., Kafel A., 2004 - Oribatid mite communities and metal bioaccumulation in oribatid species (Acari, Oribatida) along the heavy metal gradient in forest ecosystems. Environ. Pollut., 132, 51-60.

Skubała P., Zaleski T., 2012 - Heavy metal sensitivity and bioconcentration in oribatid mites (Acari, Oribatida) : Gradient study in meadow ecosystems. Sci. Total Environ., 414, 364-372.

Sousa J.P., Bolger T., Da Gama M.M., Lukkari T., Ponge J.F., Simon C., Traser G., Vanbergen A.J., Brennan A., Dubs F., Ivitis E., Keating A., Stofer S., Watt A.D., 2006 - Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity : A pan European study. Pedobiologia, 50, 147-156.

Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N., Schwartz C., 2006 - Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. Geoderma, 136, 912-929.

Sumner M., 2000 - Handbook of Soil Science. CRC Press, New York, 2148 p.

Syrek D., Weiner W., Wojtylak M., Olszowska G., Kwapis Z., 2006 - Species abundance distribution of collembolan communities in forest soils polluted with heavy metal. J. Appl. Ecol., 31, 239-250.

Van Gestel C., Koolhaas J., 2004 - Water-extractability, free ion activity, and pH explain cadmium sorption and toxicity to *Folsomia candida* (Collembola) in seven soil-pH combinations. Environ. Toxicol. Chem., 23, 1822-1833.

Van Straalen N.M., Donker M.H., Vijver M.G., Van Gestel C.A.M., 2005 - Bioavailability of contaminants estimated from uptake rates into soil invertebrates.. Environ Pollut, 136, 409-417.

Vijver M., Jager T., Posthuma L., Peijnenburg W., 2001 - Impact of metal pools and soil properties on metal accumulation in *Folsomia candida* (Collembola). Environ. Toxicol. Chem., 20, 712-720.

Viti C., Quaranta D., Philippis R., Corti G., Agnelli A., Cuniglio R., Giovannetti L., 2008 - Characterizing cultivable soil microbial communities from copper fungicide amended olive orchard and vineyard soils. World J. Microb. Biot., 24, 309-318.

Wei B., Yang L., 2010 - A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. Microchem. J., 94 (2), 99-107.