

Evaluation expérimentale de la phytodisponibilité du cuivre et du cobalt dans les sols des écosystèmes métallifères de l’Arc cuprifère katangais

Donato Kaya Muyumba, Olivier Pourret, Amandine Liénard, Michel-Pierre Faucon, Gregory Mahy, Gilles Colinet

► **To cite this version:**

Donato Kaya Muyumba, Olivier Pourret, Amandine Liénard, Michel-Pierre Faucon, Gregory Mahy, et al.. Evaluation expérimentale de la phytodisponibilité du cuivre et du cobalt dans les sols des écosystèmes métallifères de l’Arc cuprifère katangais. Jan BOGAERT; Gilles COLINET; Gregory MAHY. Anthropisation des paysages katangais., Presses Universitaires de Liège, pp.193-213, 2018, 978-2-87016-147-0. http://www.presses.uliege.be/jcms/c_20188/anthropisation-des-paysages-katangais. hal-02265971

HAL Id: hal-02265971

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02265971>

Submitted on 13 Aug 2019

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.

10

Évaluation expérimentale de la phytodisponibilité du cuivre et du cobalt dans les sols des écosystèmes métallifères de l'Arc cuprifère katangais

Donato KAYA MUYUMBA, Olivier POURRET, Amandine LIÉNARD, Michel-Pierre FAUCON, Grégory MAHY, Gilles COLINET*

Dans les sols métallifères, la biodisponibilité des éléments potentiellement toxiques est un facteur important de la nature et de la distribution des communautés végétales qui s'y développent. Cette disponibilité est contrôlée par plusieurs facteurs dont la nature des matériaux parentaux et les conditions physico-chimiques dans les sols qui conditionnent le comportement des métaux dans la solution du sol. Notre étude vise à évaluer la biodisponibilité du Cu et du Co dans les sols de quelques unités de végétation caractéristiques des écosystèmes métallifères du complexe Tenke Fungurume dans l'Arc cuprifère katangais. Une culture en pots d'*Anisopappus dawyi* a été réalisée sur ces sols, ainsi que sur un témoin contaminé par l'industrie minière et un témoin non contaminé. La biodisponibilité a été évaluée par les réponses plantes (survie, taille et teneurs en Cu et Co) et mise en relation avec les caractéristiques du sol, dont le fractionnement chimique estimé par modélisation géochimique ou par extraction chimique (HF+HNO₃+HClO₄ pour les teneurs totales, CH₃COONH₄+ EDTA à pH 4,65 pour les fractions disponibles et CaCl₂ pour les fractions solubles). Les résultats indiquent un effet marqué des sols sur le comportement et les caractéristiques de *A. dawyi* qui peut être expliqué par le degré de contamination des sols. Les fractions disponibles et solubles sont fortement corrélées à la fraction totale. Néanmoins, c'est la fraction disponible qui semble la mieux reliée à la réponse plante. Le pH contrôle la disponibilité et la solubilité des éléments pour des niveaux équivalents de teneurs totales. D'après la modélisation géochimique, le Cu est majoritairement lié aux fractions organiques et aux oxydes de Fe tandis que le Co est lié aux fractions organiques et aux oxydes de Mn. Les différentes approches se montrent complémentaires pour la caractérisation de la phytodisponibilité des métaux étudiés.

Experimental assesment of phytoavailability of copper and cobalt in soils from metalliferous ecosystems in the Copperbelt of Katanga

In metalliferous soils, the bioavailability of potentially toxic metals is known as the main driver of the nature and distribution of vegetation communities. Bioavailability is controlled by factors such as the nature of the parental material and the physical-chemical conditions,

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

which drive the behaviour of metals in the soil solution. We aimed to assess the Cu and Co bioavailability in the soils of representative vegetation units from metalliferous ecosystems of the Tenke Fungurume complex in the Katangan Copperbelt. *Anisopappus dawyi* was cultivated in pots on these soils as well as on both contaminated and non-contaminated reference soils. The bioavailability was assessed through plant behaviour (survival, size, content in Cu and Co) and was related to the soil characteristics. The latter included the chemical fractionation of Cu and Co evaluated by geochemical modelling and chemical extraction ($\text{HF} + \text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ for total content, $\text{CH}_3\text{COONH}_4 + \text{EDTA}$ at pH 4.65 for available fractions and CaCl_2 for soluble fractions). Results showed a strong effect of soils properties on the behaviour and characteristics of *A. dawyi*, which appeared to be linked to the degree of soil contamination. The available and soluble fractions were both highly correlated to the total fraction. However, the available fraction seemed to be the most closely related to plant response. In soils, pH controls the availability and solubility of elements for similar levels of total content. According to geochemical modelling, Cu was mainly linked to organic fractions and Fe oxides while Co was linked to organic fractions and Mn oxides. Our study confirmed the complementary nature of the various approaches used for the evaluation of metal phytoavailability.

1. Introduction

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans les sols, à des concentrations faibles, inférieures à 0,1 % de la composition de l'écorce terrestre (Baize, 1997 ; Kabata-Pendias et al., 2001). Bien que certains d'entre eux soient essentiels pour les plantes, ils deviennent tous toxiques lorsqu'ils sont présents à de fortes concentrations (Küpper et al., 2000 ; Baize et al., 2002). La quantité d'un élément prélevée par la plante dépend de la biodisponibilité de celui-ci dans le sol (Juste, 1988 ; Brun et al., 1998). Les facteurs conditionnant la biodisponibilité sont principalement abiotiques (Antonovics et al., 1971 ; Ernst, 1996). Les premiers éléments à prendre en considération sont la quantité totale de l'élément dans le sol et ses formes chimiques, c'est-à-dire sa distribution au sein des constituants solides du sol (fractionnement) et sa spéciation dans la solution du sol (Bourelle et al., 1998 ; Kabata-Pendias et al., 2001 ; Ginocchio et al., 2002). Les facteurs environnementaux tels que le pH, le potentiel redox et la température du milieu influencent fortement la biodisponibilité en orientant le sens et l'intensité des processus de mobilisation/immobilisation des éléments entre phases solide et liquide du sol. La nature et l'importance des constituants solides du sol, matières organiques, argiles, oxydes et hydroxydes de Fe, Mn et Al, et carbonates conditionnent les processus d'échange et de réaction de surface (Tack et al., 1996 ; Kabata-Pendias et al., 2001). L'activité biologique, principalement dans la rhizosphère, affecte également la disponibilité des éléments dans le sol par modification des conditions du milieu au voisinage de la racine ou par sécrétion de molécules présentant des affinités particulières avec l'élément considéré. Outre les facteurs liés à l'offre du sol en éléments (disponibilité), les processus de transport vers la racine et d'absorption à travers les membranes des cellules racinaires conditionnent les flux d'éléments du sol à la plante.

L'estimation de la biodisponibilité des éléments traces dans les sols repose soit sur des approches chimiques (Liénard et al., 2014), soit sur des approches biologiques dans lesquelles les réponses d'organismes biologiques (plantes, vers, microorganismes,

etc.) aux concentrations dans le sol sont observées. Les approches chimiques, plus faciles à mettre en œuvre, reposent sur les corrélations avérées entre la concentration de l'élément dans l'extrait et les réponses biologiques (Takeda et al., 2006). La plante peut être utilisée comme un indicateur de la biodisponibilité des éléments métalliques d'un sol (Juste, 1988; Bourrellet et al., 1998; Lange et al., 2014), soit parce que la concentration dans la plante reflète l'offre du sol, soit parce qu'elle affiche des symptômes de stress, voire qu'elle ne peut se développer en raison de la toxicité du milieu.

Les sites contaminés, que ce soit naturellement ou suite aux activités humaines, présentent fréquemment des espèces végétales particulières, aptes à se développer sur des substrats riches en éléments traces métalliques (Antonovics et al., 1971). Certaines d'entre elles ont la capacité d'accumuler les éléments métalliques dans leurs tissus mais la plupart ont développé des mécanismes qui empêchent les éléments potentiellement toxiques de pénétrer dans leurs tissus (Baker et al., 1994; Terry et al., 2000; van der Ent et al., 2013).

Les écosystèmes des collines cupro-cobaltifères du Katanga constituent des milieux particuliers car ils présentent une richesse en biodiversité importante à protéger, mais également potentiellement à valoriser pour la restauration des sites contaminés par les activités humaines (Banza et al., 2009). Les objectifs de ce travail sont d'évaluer la phytodisponibilité du Cu et du Co dans les sols des principales unités de végétation des écosystèmes métalliques du complexe Tenke-Fungurume au Katanga et d'identifier les facteurs édaphiques majeurs qui conditionnent cette disponibilité par : i) un test de culture en pots d'une plante indicatrice et, ii) la comparaison de la réponse plante avec les concentrations du sol extraites par différents réactifs chimiques.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

Les sols étudiés proviennent de collines cupro-cobaltifères du complexe Tenke-Fungurume. Le site de Tenke-Fungurume est localisé dans la partie sud du Katanga (République Démocratique du Congo), à une latitude de 5-14°S et longitude de 24-30°E (Saad et al., 2012). Il est constitué d'une série de collines caractérisées par une végétation herbacée et ligneuse basse contrastant avec la forêt alentour.

Les affleurements riches en Cu et Co se présentent sous forme d'écaillies rocheuses au sommet des collines. L'altération des roches et le colluvionnement des particules engendrent des gradients de contamination en Cu et Co du haut vers le bas de la colline. La distribution de la végétation entre pelouses, steppes, savanes steppiques et forêts s'aligne selon ces gradients et a été étudiée par différents auteurs, d'abord sur base des concentrations totales en Cu et Co (Duvigneaud et al., 1963; Malaisse et al., 1994) et plus récemment sur base des concentrations disponibles (Saad et al., 2012; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013; Séleck et al., 2013; Kaya Muyumba et al., 2015). Le tableau 1 reprend la liste des unités de végétation échantillonnées et leurs caractéristiques écologiques majeures. Les quatre unités de végétation principales des collines cuprifères sont la steppe enrochée, la pelouse, la savane steppique de pente et la savane steppique de *dembo*. Elles ont été échantillonnées sur différents matériaux parentaux.

Les éléments de différenciation entre les unités étudiées sont, outre la composition floristique, la position dans le relief, la lithologie et le type de sol (développement de profil et épaisseur) (Tableau 1). L'horizon de surface (0-10 cm) a été prélevé dans huit unités de végétation localisées sur trois collines différentes. Un sol typique de forêt claire (*miombo* à *Brachystegia spiciformis* Benth.) a également été utilisé comme référence non-contaminée. Il s'agit d'un sol rouge et profond, peu compact, de type Ferralsol (WRB, 2014), largement répandu dans le Sud Katanga. Le même type de sol, contaminé par des retombées atmosphériques, sous une végétation de forêt dégradée, a été échantillonné à Lubumbashi comme référence contaminée.

Tableau 1. Description des unités écosystémiques échantillonnées (d'après la terminologie de Duvigneaud et Denayer-De Smet, 1963).

Unité	Unité de végétation	Lieu	Relief/ pente	Lithologie	Sol	Composition floristique
A	Savane steppique sur <i>dembo</i>	F _V	Bas de pente/ Faible	Colluvions	Cambisol	<i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv., <i>Tristachya bequaertii</i> De Wild., <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv.
B	Savane steppique de pente sur RAT	F _V	Bas de versant/ Forte	Roche Argilo-Talqueuse	Umbrisol	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E.Hubb., <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv., <i>Monocymbium ceresiiforme</i> (Nees) Stapf
C	Pelouse ancienne sur RSF	F _V	Haut de versant/ Forte	Roche siliceuse	Regosol	<i>Xerophyta equisetoides</i> Baker var <i>equisetoides</i> , <i>Anemia angolensis</i> Alston, <i>Pellaea pectiniformis</i> Baker
D	Pelouse récente sur remblais	F _V	Milieu de versant/ Forte	Mixte	Regosol	<i>Microchloa caffra</i> Nees, <i>Bulbostylis cupricola</i> Goetghebeur, <i>Anisopappus dayi</i> S.Moore, <i>Rendlia altera</i> (Rendle) Chiov.
E	Steppe enrochée	F _V	Haut de versant/ Faible	Roche siliceuse	Leptosol	<i>Gladiolus ledoceti</i> P.A.Duvign. & Van Bockstal, <i>Sporobolus congoensis</i> Franch., <i>Eragrostis racemosa</i> (Thunb.) Steud.
F	Savane steppique de pente sur SDB-1	F _{III}	Haut de versant/ Forte	Shales	Umbrisol	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E. Hubb., <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv., <i>Andropogon schirensis</i> A.Rich.
G	Pelouse sur colluvions	F _{III}	Haut de versant/ Forte	Colluvions sur RAT	Regosol	<i>Haumaniastrum robertii</i> (Robyns) P.A.Duvign. & Plancke, <i>Eragrostis racemosa</i> (Thunb.) Steud.
H	Savane steppique de pente sur SDB-2	F _I	Plateau/ Faible	SDB	Umbrisol	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E. Hubb., <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv., <i>Andropogon schirensis</i> A.Rich.
I	Steppe-Référence contaminée	Lb	Versant/ Faible	Déchets miniers	Technosol	<i>Haumaniastrum katangense</i> (S.Moore), <i>Bulbostylis pseudoperennis</i> Goetghebeur, <i>Rendlia altera</i> (Rendle) Chiov.
T	<i>Miombo</i> -Référence non contaminée	Kis	Versant/ Faible	Shales	Ferralsol	<i>Brachystegia</i> , <i>Isobernia</i> et <i>Julbernardia</i> , <i>Hypparrhenia</i> Spt, <i>Andropogon Schirensis</i> A.Rich.

F_I à F_V : Fungurume ; Kis : Kiswishi ; Lb : Lubumbashi-Gécamines. RAT : Roches Argilo-Talqueuses ; SDB : Shale De Base ; RSF : Roches Siliceuses Feuilletées.

2.2. Expérimentation en pots

L'expérimentation a été conduite en pots sous serre à la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi de novembre 2011 à février 2012. *Anisopappus davyi* S.Moore (Copperflora.org) a été sélectionnée pour ses qualités supposées de tolérance et d'accumulation (Faucon et al., 2007 ; Faucon et al., 2009 ; Lange et al., 2014). Elle appartient à la famille des Astéracées et fait partie des espèces poussant sur les pelouses contaminées (Duvigneaud, 1958 ; Malaisse et al., 1994). Des individus ont été trouvés sur des sols très riches en Cu dans la région de Lubumbashi ainsi que dans la forêt claire sur sols dits «normaux» (Duvigneaud, 1958 ; Duvigneaud, 1959 ; Malaisse et al., 1994).

Cinq prélèvements ponctuels de sol ont été réalisés et mélangés pour faire un échantillon composite d'environ 10 kg pour chaque unité de végétation. L'échantillon a ensuite été divisé en six sous-échantillons, dont cinq ont été mis dans autant de pots et le sixième conservé pour les analyses en laboratoire. Trois jours avant le semis, le sol de chaque pot a été humidifié avec de l'eau de pluie jusqu'à 80% de la capacité au champ.

Un gramme de graines d'*A. davyi* provenant d'une population croissant sur un sol riche en Cu de Fungurume a été mis à germer dans trois boîtes de Petri, sur un papier filtre régulièrement humecté avec quelques gouttes d'eau distillée. Deux jours après la germination, soit neuf jours depuis le semis, les plantules ont été transplantées dans les différents pots, à raison de 12 plantules par pot (cinq répétitions). Chaque semaine, les pots étaient déplacés deux fois au sein de la serre. L'arrosage à l'eau de pluie a été réalisé par le bas pour éviter le tassement et l'encroûtement superficiel des sols.

En fin d'expérimentation (durée quatre mois), le nombre d'individus survivants, la hauteur des plantes et leur masse ont été mesurés. Les plantes récoltées sont ensuite immédiatement lavées à l'alconox (Faucon et al., 2007) et séchées pendant quatre jours à 55 °C dans une étuve. Les parties aériennes des plantes sont séparées des racines à l'aide d'une lame de rasoir.

2.3. Analyses

Les analyses des propriétés physicochimiques des sols ont été réalisées dans le Laboratoire de Science du Sol de l'Université de Liège. Le pH, à l'eau et au KCl (1 M), a été mesuré par potentiométrie après agitation pendant deux heures de 20 g de terre dans 50 ml de solution puis centrifugation à 3 000 tours/min pendant 10 min. Le carbone organique total (TOC) a été déterminé par oxydation sulfo-chromique à froid, selon la méthode de Walkley-Black. Le statut en éléments nutritifs (P, K, Mg et Ca) a été évalué par extraction à l'acétate d'ammonium + EDTA à pH 4,65 (Lakanen et al., 1971) et mesuré par spectrométrie d'absorption atomique (AAS, VARIAN 220, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) ou colorimétrie (P). L'analyse des fractions granulométriques a été réalisée après élimination des ciments organo-minéraux par H₂O₂ et HCl, par dispersion par l'hexa-métaphosphate de soude, tamisage humide à 50 µm, pesée des sables et prélèvement des fractions argileuses et limoneuses à la pipette de Robinson automatique (Van Ranst et al., 1999).

Les concentrations en Cu et Co du sol ont été déterminées selon des protocoles ciblant les concentrations totales, mobilisables et mobiles (Gupta et al., 1996). Les concentrations totales en Cu, Co, Al, Fe et Mn ont été mesurées par AAS après une mise en solution triacide ($\text{HF} + \text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$) selon la norme AFNOR NF ISO 11466. La mesure des concentrations en Al, Fe et Mn contribue à caractériser l'importance des constituants minéraux du sol qui peuvent influencer la mobilité du Cu et du Co (alumino-silicates, oxyhydroxides, etc.). Les concentrations mobilisables en Cu et Co ont été déterminées selon la méthode de Lakanen et al. (1971). Ce pool est supposé mobilisable ou disponible à l'échelle de la saison de culture par les processus d'échanges et l'activité rhizosphérique. Les concentrations mobiles ou solubles en Cu et Co ont été déterminées par AAS après extraction au CaCl_2 0,01 M (Houba et al., 1997). Plusieurs études ont montré l'efficacité des sels neutres de CaCl_2 par rapport à d'autres réactifs plus agressifs pour prédire l'absorption des éléments traces par les plantes (Takeda et al., 2006; Meers et al., 2007). L'efficacité dépend toutefois des couples élément- plante étudiés.

Les plantes ont été minéralisées dans un mélange $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ (Miller, 1998). Les concentrations en Cu et Co ont été mesurées par AAS.

Des indices d'accumulation des éléments traces par les plantes ont été calculés pour évaluer la stratégie de tolérance développée par la plante ou pour catégoriser les plantes par rapport à leur usage potentiel dans la phytoremédiation (Bech et al., 2012). Parmi ceux-ci, on rencontre notamment : i) le facteur de bioconcentration (BCF : bioconcentration factor) qui est le rapport entre la concentration de l'élément dans la plante et sa concentration totale dans le sol et, ii) le facteur de bio-transfert (TF : translocation factor) qui correspond au rapport entre la concentration de l'élément dans la partie aérienne et la concentration dans les racines.

Le fractionnement de Cu et Co dans les sols entre fractions inorganiques libres (M_{inorg}), liées aux matières organiques (M_{MO}), aux oxydes de Mn (M_{MnOx}) et aux oxydes de Fe (M_{FeOx}) a été simulé au moyen du logiciel WHAM 6.0 (Lange et al., 2014).

Les analyses statistiques, ANOVA, comparaison des moyennes par test LSD et régression linéaire ont été réalisées au moyen du logiciel Minitab 16 (MinitabInc., State College, PA, USA).

3. Résultats

3.1. Caractéristiques des sols

Les sols étudiés sont de texture limoneuse (B, G, H, T), sablo-limoneuse (C, D, E), équilibrée (A) ou argileuse (F développé sur shale) (Tableau 2). Les sols C, D et E qui correspondent aux unités de végétation de la partie haute des collines de Fungurume présentent des concentrations en argile largement inférieures aux autres sols (< 10%). Les pH_{eau} et pH_{KCl} sont compris entre 5,4 (A) et 6,8 (E) et 4,9 (A) et 6,5 (E), respectivement pour les sols de Fungurume, ce qui témoigne d'une réaction moins acide que pour le sol de référence sous forêt (T). Les teneurs en carbone organique total

sont fortement variables entre 2,03 (A) et 5,98% (C) (Tableau 2). Le statut nutritif montre des concentrations élevées en Ca, Mg et P pour les sols C et E, en relation avec un pH proche de la neutralité, un bon statut organique et un matériau parental du groupe RSF-RSC (roches siliceuses ; Kaya Muyumba et al., 2015). Le sol argileux sur shales (F) présente des concentrations relativement élevées en Mg et K. À l'opposé, des concentrations particulièrement faibles en Mg et K sont trouvées dans les sols D et G (pelouses relativement récentes). Des concentrations très faibles en P sont également mesurées dans les sols A, F et H (savanes steppiques sur shale ou de *dembo*). Les propriétés du sol de référence contaminé par rejets atmosphériques sont dans la gamme de variation des sols de Fungurume.

Tableau 2. pH, carbone organique total (COT), granulométrie (argile (0-2 μ m), limon (2-50 μ m) et sable (0,05-2 mm)) et statut nutritif des sols étudiés (voir la liste de description des unités au Tableau 1).

Unité	pH		COT (%)	0-2 μ m	2-50 μ m (%)	0,05-2 mm	P	K	Mg	Ca
	H ₂ O	1M KCl								
A	5,4	4,9	2,03	29,5	18,0	52,5	0,5	10,7	12,9	11,8
B	5,6	5,2	3,89	21,8	31,4	46,8	1,4	10,7	15,4	41,3
C	6,5	6,0	5,98	8,4	25,8	65,8	15,0	9,7	32,6	267,4
D	6,5	6,3	2,44	8,3	25,4	66,3	8,6	4,5	6,4	23,6
E	6,8	6,5	5,77	5,9	31,8	62,3	25,1	12,2	45,9	345,4
F	5,6	5,2	2,96	40,1	29,1	30,8	0,9	18,6	28,0	29,7
G	6,3	5,7	5,01	25,6	36,2	38,2	5,4	6,0	4,0	13,2
H	5,6	5,3	2,72	24,6	31,8	43,6	0,8	10,8	15,2	36,5
I	5,4	5,3	3,71	-	-	-	5,3	9,4	6,8	19,8
T	4,4	3,9	3,79	29,5	34,9	34,6	2,1	8,4	8,8	6,4

Les sols de pelouses et de la steppe enrochée sont les plus riches en matières organiques et leur texture est la plus sableuse, à l'exception du sol G, prélevé sur Fungurume III. Les pelouses ont toutes des pH_{cau} élevés proches de 7 (Tableau 2). Comparativement, le sol de forêt est dystrophe à réaction très acide tandis que le sol de référence contaminé présente des caractéristiques médianes pour l'ensemble de ces propriétés.

3.2. Concentrations en éléments métalliques dans les sols

Les concentrations en Al total montrent trois niveaux : de l'ordre de 725 mg.kg⁻¹ pour les sols sur roches siliceuses, de 1 600 mg.kg⁻¹ à 1 900 mg.kg⁻¹ pour les sols sur Roches Argilo-Talqueuses (RAT), colluvions et remblais, et plus de 2 300 mg.kg⁻¹ pour les sols sur shales. Les concentrations en Fe peuvent également être regroupées en trois niveaux : < 2 800 mg.kg⁻¹ pour les sols sur colluvions et remblais, de l'ordre de 5 000 mg.kg⁻¹ à 6 000 mg.kg⁻¹ pour les sols A, F et H (sols sur shales ou sol de *dembo*) et plus de 8 500 mg.kg⁻¹ pour le sol sur RAT. Ce dernier est, pour les concentrations en Al et Fe, le plus proche chimiquement des deux sols de référence. Les concentrations en Mn sont relativement plus élevées dans les sols sous pelouses et plus faibles dans les sols plus épais et plus évolués.

Comparativement au sol de la forêt (T), les sols de Fungurume présentent des concentrations en Cu et Co fortement élevées quel que soit l'extractif utilisé (Tableau 3). Les valeurs extrêmes sont de 10 à 600 fois supérieures pour le Cu total et de 2 à 200 fois supérieures pour le Co total à celles du sol de la forêt (T). Ceci confirme, si besoin était, le caractère marqué de la contamination des sols étudiés. Le sol contaminé de Lubumbashi (I) présente des concentrations très élevées en Cu ($> 30\,000 \text{ mg.kg}^{-1}$) mais proches de la médiane pour le Co (635 mg.kg^{-1}). Ce sol présente également des contaminations en d'autres éléments traces, notamment en Zn, Pb et Cd (données non présentées).

Les concentrations disponibles et les concentrations solubles en Cu (Tableau 3) sont significativement corrélées aux concentrations totales, respectivement 0,95 et 0,92 pour les coefficients de corrélation sur les concentrations transformées en \log_{10} . En ce qui concerne le Cu extractible au CaCl_2 , outre l'effet réserve totale, une influence significative du pH est également observée. Les concentrations disponibles et solubles en Co sont également très fortement corrélées aux concentrations totales, 0,95 et 0,94 respectivement. Il est intéressant de noter que les concentrations solubles en Co sont presque systématiquement supérieures à celles en Cu.

Tableau 3. Concentrations en métaux des sols étudiés (réserves totales, formes mobilisables et mobiles (voir la liste de description des unités au Tableau 1).

Unité	Total (mg.kg^{-1}) HF+HClO ₄ +HCl						Mobilisable (mg.kg^{-1}) CH ₃ COONH ₄ EDTA		Mobile (mg.kg^{-1}) CaCl ₂	
	Al	Fe	Al:Fe	Mn	Cu	Co	Cu	Co	Cu	Co
A	1 681	5 483	0,307	489	1 227	291	125	15,3	2,12	3,22
B	1 881	8 613	0,218	619	3 639	796	857	18,6	13,90	8,24
C	718	1 746	0,411	1 497	4 666	1 674	1 747	82,3	2,13	9,65
D	1 488	2 116	0,703	1 136	79 093	9 547	7 578	325,0	53,80	66,9
E	725	1 742	0,416	814	2 906	1 355	996	97,6	1,31	4,68
F	2 888	5 251	0,550	532	1 450	268	230	16,4	1,54	3,29
G	1 652	2 763	0,598	1 075	65 872	4 777	7 275	73,6	170,00	23,20
H	2 336	6 087	0,384	272	1 602	115	431	9,2	4,47	1,89
I	2 259	8 253	0,274	254	31 383	635	10 363	39,0	NM	NM
T	1 903	9 486	0,201	208	134	49	98	2,4	0,23	0,83

NM : Valeurs non mesurées.

3.2.1. Modélisation géochimique du fractionnement des éléments métalliques sur les constituants des sols

La prédiction de la distribution des éléments traces métalliques entre fraction libre (Inorg) et fractions liées aux constituants du sol (oxydes de Mn – MnOx –, oxydes de Fe – FeOx –, matière organique – MO; Pourret et al., 2015) a été réalisée au moyen du modèle WHAM 6.0 (Figure 1). De manière presque générale, le fractionnement du Cu est contrôlé par les fractions MO et FeOx et le Co par les fractions MO et MnOx. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Lange et al. (2014) et Pourret et al. (2015) développés avec la même méthodologie dans un contexte similaire.

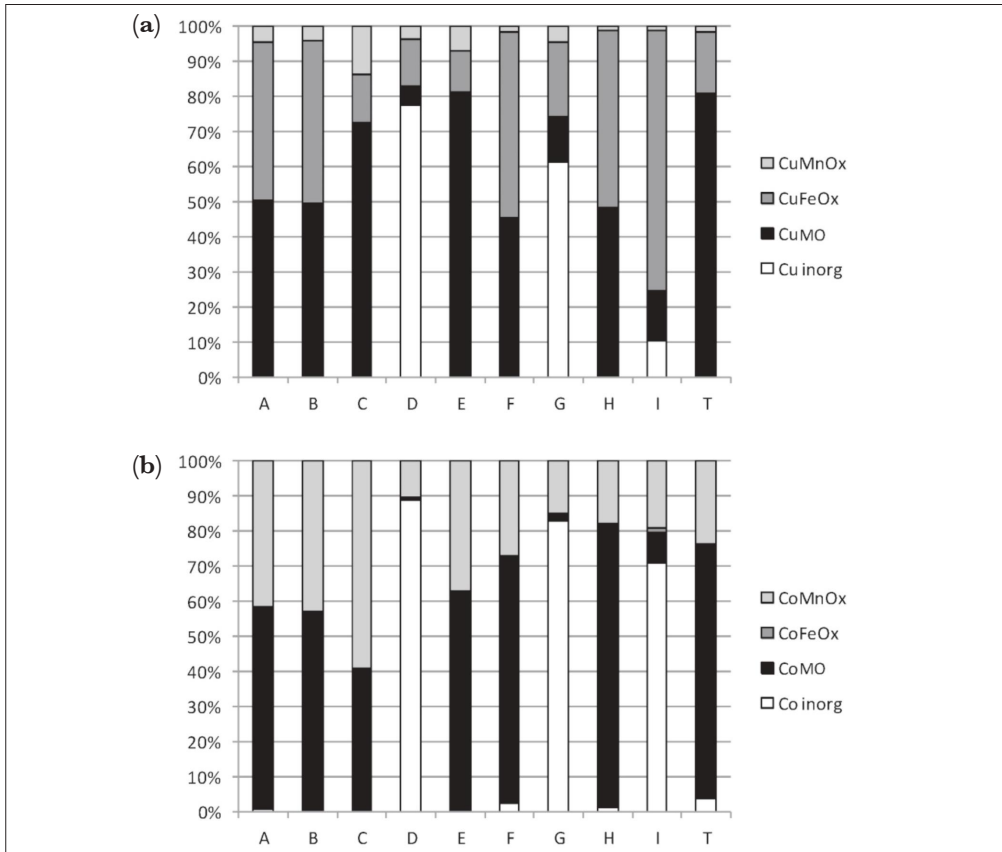


Figure 1. Fractionnement (%) du (a) Cu et du (b) Co par modélisation (WHAM 6.0) dans les différentes unités de végétation (voir légende Tableau 1).

Toutefois, les sols D, G et I sont caractérisés par des proportions relatives en fractions libres importantes pour les deux éléments ; la modélisation ne considérant pas les indices de saturations des précipitations minérales (Pourret et al., 2015), le Cu et le Co peuvent se retrouver sous forme minérale (malachite et hétérogénite, respectivement). Le sol T, aux concentrations en Cu et Co les plus faibles, est dominé par la fraction organique et les sols de savane steppique (A, B, F et H) présentent de fortes similitudes de fractionnement.

3.3. Réponses biologiques

3.3.1. Paramètres de croissance de la plante

Le nombre moyen d'individus survivants, la hauteur moyenne des plantes pour chaque unité de sol et les biomasses (racinaire et aérienne) en matière sèche ont été mesurés sur les plantes (Figure 2).

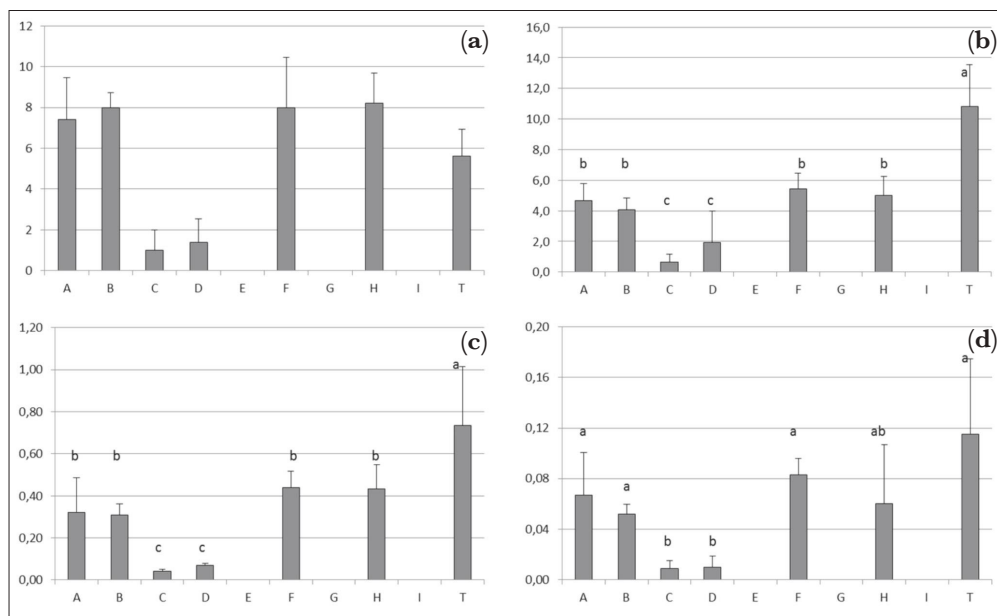


Figure 2. (a) Nombre d'individus survivants, (b) hauteur moyenne des plantes (en cm) et (c) biomasses (en g) aériennes et (d) racinaires d'*A. davyi* dans les différentes unités de végétation (voir légende Tableau 1).

La réponse des plants d'*A. davyi* aux différents sols étudiés a montré un effet net de ceux-ci tant sur la survie que sur la taille des plants (Figure 2). Sur 11 individus transplantés par pot, la moitié a survécu sur les sols A, B, F, H et T, moins de deux dans les pots des sols C et D, et aucun dans les pots des sols E, G et I. L'analyse chimique de la biomasse n'a pu être effectuée que pour les sols A, B, F, H et T, faute de matière suffisante dans les autres sols. L'analyse de la variance et la comparaison des moyennes du nombre de survivants montre deux groupes statistiquement différents selon que le taux de survie soit supérieur à 50% ou non.

La hauteur moyenne des plantes et les biomasses suivent à peu près la même tendance que le taux de survie à ceci près que les plantes sur le sol de référence non-contaminé sont plus grandes (Figure 2). La comparaison des moyennes pour les modalités avec au moins un individu survivant a permis de distinguer trois groupes distincts auxquels il faut ajouter le groupe des sols sans plantes (E, G et I) : le sol de référence (T avec une taille > 9 cm), les sols A, B, F et H (4 à 5 cm) et les sols C et D (< 2 cm). La biomasse racinaire récoltée varie de 0,01 g à 0,12 g dans les sols C et T respectivement et la biomasse épiquée entre 0,04 g à 0,73 g.

3.3.2. Concentrations en Cu et Co dans la plante

Les concentrations en Cu et Co ont été déterminées dans les racines et la partie aérienne d'*A. davyi* (Tableau 4 et Figure 3). Il apparaît que la nature du sol influence les concentrations en Cu et Co dans la plante. Celles-ci sont en effet plus élevées dans les

plantes cultivées sur les sols naturellement riches en métaux que dans celles cultivées sur le sol de forêt (T) (Figure 3). La concentration en éléments dans la plante varie fortement en fonction de la partie considérée, racinaire ou aérienne. Les concentrations les plus fortes ont été mesurées dans les racines, comme en témoignent les facteurs de transfert (Tableau 4) de l'ordre de 0,15 à 0,30. L'analyse de la variance montre que les teneurs en Cu sont significativement plus élevées dans les unités B et H, soit les savanes steppiques de pente qui présentent au sein des unités sur lesquelles *A. davyi* a poussé les teneurs dans le sol les plus élevées. En ce qui concerne les teneurs en Co dans la plante, c'est sur les unités A et B que les concentrations ont été les plus élevées.

Tableau 4. Concentrations en Cu et Co dans *A. davyi*, facteurs de bioconcentration (BCF) et de transfert (TF) moyens (voir la liste de description des unités au Tableau 1).

Unité	Cu (mg.kg ⁻¹)				Co (mg.kg ⁻¹)			
	PA*	Racines	BCF	TF	PA*	Racines	BCF	TF
A	53,3±20,3ab	186±37c	0,15	0,30±0,13a	34,3±4,9a	118,0±36,9ab	0,41	0,31±0,08ab
B	62,3±16,7a	427±84a	0,12	0,15±0,02b	40,0±5,4a	140,0±19,6a	0,18	0,29±0,05ab
F	41,1±8,6ab	218±60bc	0,15	0,20±0,08ab	17,4±3,1b	79,8±15,4bc	0,30	0,23±0,08b
H	61,1±9,0a	321±83ab	0,20	0,20±0,03ab	16,1±1,2b	59,7±18,0cd	0,52	0,29±0,07ab
T	32,2±4,0b	126±24c	0,94	0,26±0,04ab	12,4±1,5b	33,2±5,0d	0,67	0,38±0,10a

PA* : partie aérienne = tiges + feuilles.

Les résultats suivis des mêmes lettres au sein d'une colonne ne sont pas significativement différents ($\alpha = 0,05$).

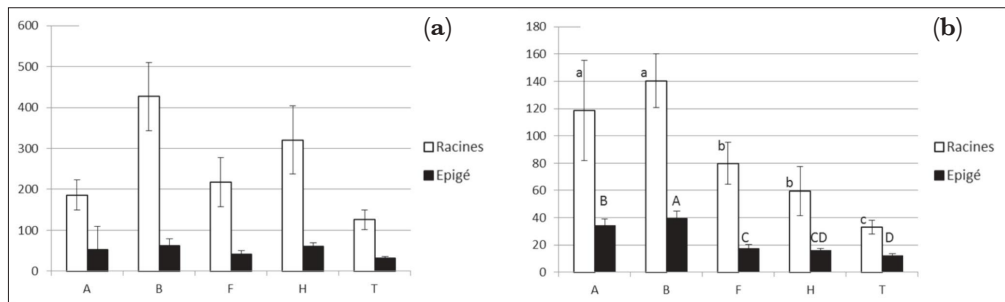


Figure 3. Concentrations (mg.kg⁻¹) en (a) Cu et (b) Co dans les racines et la partie aérienne des plantes d'*A. davyi* des différentes unités de végétation (voir légende Tableau 1).

Le calcul des minéralomasses (produit de la biomasse et de la concentration, voir Tableau 5) permet de constater que les quantités de Cu dans la partie aérienne et dans les racines sont en fait du même ordre de grandeur. Les facteurs de transfert exprimés en rapport de la minéralomasse de l'élément dans les parties aériennes sur les racines sont proches de l'unité. La minéralomasse de Co par contre est légèrement supérieure dans la partie aérienne par rapport aux racines. Les minéralomasses ne sont pas différentes d'une unité de végétation à l'autre, que ce soit pour le Cu ou le Co.

Tableau 5. Minéralomasses de Cu et Co dans *A. davyi* et facteurs de transfert (TF) (voir la liste de description des unités au Tableau 1).

Unité	Cu (en µg/pot)			Co (en µg/pot)		
	PA*	Racines	TF	PA*	Racines	TF
A	16,9±9,5	11,8±5,9	1,61±0,60	11,0±5,2	7,0±3,2	1,70±0,54ab
B	19,2±5,3	22,1±5,2	0,87±0,16	12,1±1,2	7,3±1,6	1,69±0,26ab
F	18,2±5,7	18,7±8,0	1,10±0,60	7,4±0,8	6,7±2,1	1,19±0,33b
H	26,9±9,4	24,4±15,8	1,41±0,63	7,1±2,2	4,6±3,4	2,10±1,23ab
T	23,5±9,5	13,8±5,6	1,71±0,20	9,0±3,7	3,8±1,9	2,53±0,66a

PA* : partie aérienne = tiges + feuilles.

Les résultats suivis des mêmes lettres au sein d'une colonne ne sont pas significativement différents ($\alpha = 0,05$).

4. Discussion

4.1. Caractéristiques des sols étudiés et différenciation des unités de végétation

Les sols étudiés sont caractérisés par une relative diversité des propriétés physiques et physico-chimiques. L'origine de ces variations tient essentiellement de la diversité des matériaux parentaux d'une part, de l'épaisseur des sols (sols très superficiels sur les affleurements et sols épais en bas de versants), de leur degré de développement (sols peu évolués sur les affleurements ou les colluvions, sols anciens à caractère ferrallitique pour les sols de *dembo* et les sols de référence) ou encore de leur fonctionnement biologique (traduit notamment par le degré d'accumulation de matière organique en surface).

La texture et la composition minérale sont des héritages des matériaux parentaux. Les sols de Fungurume III présentent une texture sablo-limoneuse sur roches siliceuses et argileuse sur shales. Une corrélation négative est observée entre concentrations en argiles et en sables ($r = -0,891$, $p < 0,001$, données non montrées), qui témoigne de la dualité des matériaux rencontrés sur les collines, soit à dominance siliceuse (RSF, RSC) soit argileuse (RAT, SDB). Les concentrations en Al, Fe et Mn totaux ont été mesurées pour exprimer la nature et l'importance des minéraux constitutifs des sols autres que le quartz dans les sols tropicaux, tels que les alumino-silicates, les oxy-hydroxydes, etc. L'Al est significativement corrélé aux concentrations en argile ($r = 0,875$, $p < 0,01$), ce qui est assez classiquement observé (Baize, 1997). Une faible corrélation existe également entre les concentrations en sables et en Mn ($p = 0,05$). Les concentrations en Al et Fe ne sont pas significativement corrélées. Exprimés en concentrations molaires, les rapports Fe/Al sont inférieurs à 1 (unités D, F et G), entre 1 et 2 (A, C, E, H et I) ou supérieurs à 2 (B et T) (Tableau 3). Ces deux éléments étant souvent associés aux argiles (Baize, 1997), soit en tant qu'élément constitutif, soit en tant qu'oxydes, l'absence de signification statistique entre Al et Fe s'explique par le faible nombre de mesures, mais peut-être également par des processus de pédogenèse étant donné que les rapports Al/Fe les plus élevés se rencontrent dans les sols les plus évolués (ferralsols et cambisols profonds).

Le statut acido-basique est souvent décrit comme la propriété la plus importante par rapport à la biodisponibilité des éléments (Bourrelier et al., 1998; Kabata-Pendias et al., 2001). Les sols se répartissent en trois niveaux selon leur réaction (Tableau 2) :

neutre à légèrement acide (C, D, E et G), acide (A, B, F, H et I) et très acide (T). Le pH présente des corrélations statistiquement significatives avec le Mn total ($r = 0,824$, $p < 0,01$) et le Fe total ($r = -0,919$, $p < 0,01$). Les oxydes de Mn sont sensibles à l'acidification et il est possible que la corrélation s'explique par la pédogenèse liée à l'action de la végétation sur des durées plus longues sur les pentes et les bas de versant par rapport aux pelouses et steppes enrochées développées sur des matériaux plus jeunes. Les relations entre le pH et Fe s'expliquent également par le fait que les sols les plus acides correspondent aux sols les plus développés, avec concentration relative du Fe lors de la pédogenèse.

Les teneurs en carbone organique varient de 2 % à 6 % entre les sols les plus épais et les pelouses bien établies, respectivement (Tableau 2). En relation avec le pH et le TOC, les concentrations en éléments majeurs (P, K, Ca, Mg) montrent des variations liées à la nature des matériaux parentaux et aux unités de végétation. Les sols C et E sur pelouse ancienne et steppe enrochée sont proportionnellement plus riches en Ca, Mg et P, les sols D et G sur colluvions sont pauvres en K et Mg, les sols steppiques sont pauvres en P (Tableau 2).

Les concentrations en Cu et Co sont très élevées (Tableau 3), largement plus que les valeurs moyennes rapportées par McLennan (2001) pour l'écorce terrestre, soit 25 mg.kg^{-1} et 17 mg.kg^{-1} , respectivement. Les concentrations totales les plus élevées sont rencontrées dans les unités D, G et I, soit deux pelouses relativement récentes sur matériaux mis en surface par les activités des creuseurs artisanaux, et le sol contaminé par les activités de la Gécamines à Lubumbashi. Ensuite, les savanes steppiques (A, F et H) présentent des niveaux de concentrations en Cu et Co totaux inférieurs à 1650 mg.kg^{-1} et 300 mg.kg^{-1} respectivement, à l'exception de la savane sur RAT de Fungurume V (B), là où les sols des formations en haut de versant affichent des concentrations 3 à 4 fois plus élevées. Les concentrations en Cu et Co totaux sont significativement corrélées ($r = 0,907$, $p < 0,001$; Figure 4). Il semble que les sols du complexe de Fungurume participent globalement aux mêmes types de contamination mixte, là où celle de Lubumbashi (I) serait proportionnellement plus pauvre en Co. Les concentrations totales, mobilisables et mobiles sont significativement corrélées les unes aux autres (Figure 4). Les sols étudiés s'inscrivent clairement dans un gradient de contamination de la référence non contaminée aux pelouses de haut de versant sur matériaux rapportés en surface artificiellement. La linéarité de la relation entre concentrations totales et extractibles à l'acétate d'ammonium + EDTA est légèrement moins affirmée pour Cu que pour Co (Figure 4).

Selon les résultats de la modélisation géochimique (Figure 1), les sols C et E sont dominés par les fractions organiques, tant pour Cu que pour Co. Ce sont en effet les sols les plus riches en MO et les plus pauvres en Al et en Fe. Dans ces sols de pelouse, l'accumulation de MO s'accompagne probablement d'un stockage du Cu et du Co relativement important mais potentiellement mobilisable par minéralisation de cette matière organique. Le Co est lié préférentiellement aux fractions MO et MnOx, et le Cu aux fractions MO et FeOx. Ce résultat traduit le comportement spécifique de chaque élément. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus précédemment par

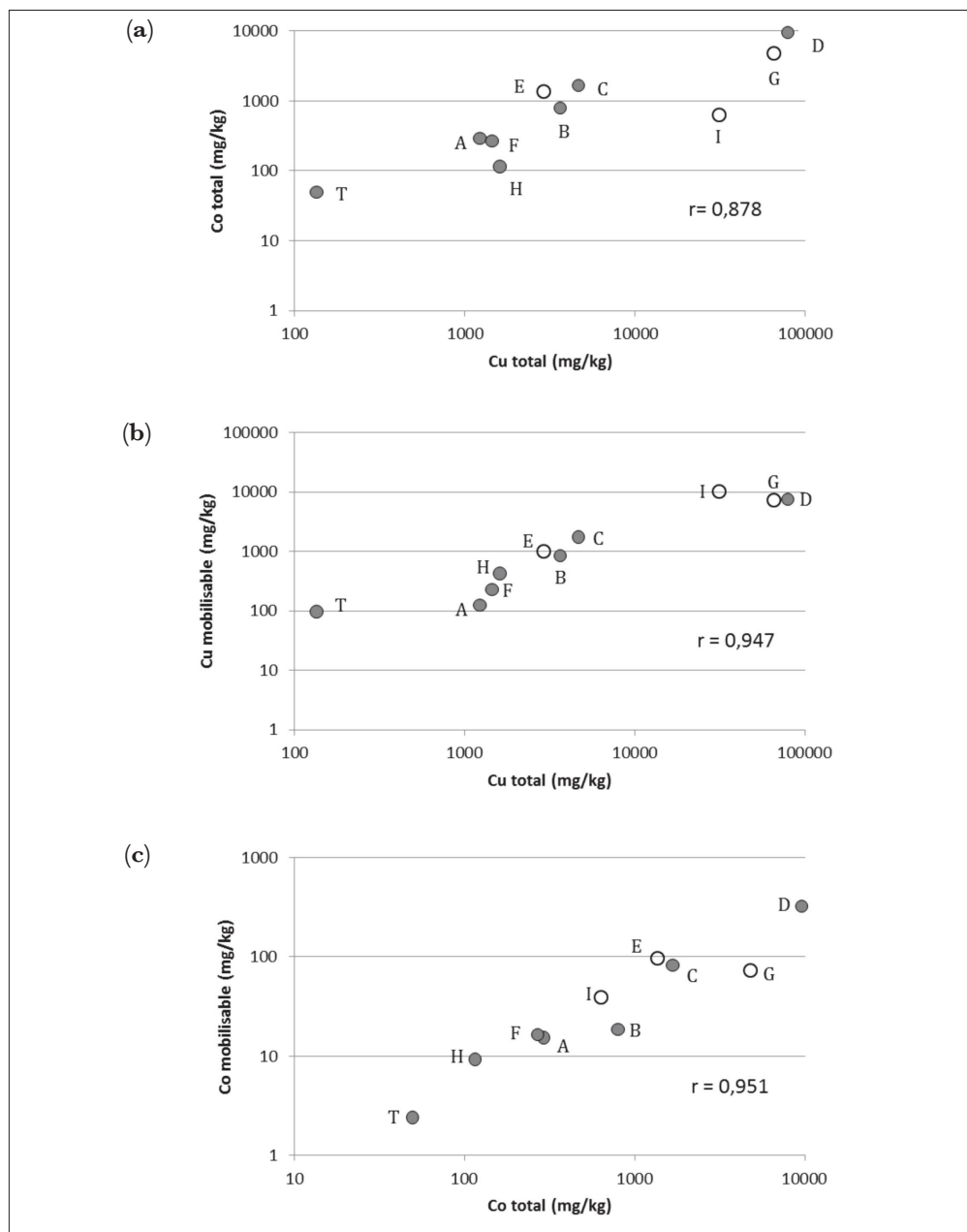


Figure 4. Concentrations ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en Cu et Co des sols étudiés: (a) Cu total versus Co total, (b) Cu biodisponible versus Cu total, (c) Co biodisponible versus Co total. Les symboles blancs correspondent aux sols sur lesquels aucun plant n'a survécu (voir légende Tableau 1).

modélisation (Lange et al., 2014) ou par analyse des sols et des plantes (Faucon et al., 2009). Les différences de fractionnement et la proportion plus forte de Co extractible au CaCl_2 par rapport aux autres formes plaident dans le sens d'une plus grande mobilité de cet élément par rapport au Cu.

En intégrant l'ensemble des observations précédentes au regard de la différenciation entre unités de végétation, il apparaît que celles-ci présentent de nombreux points de convergence et que les unités à la fois, i) s'inscrivent dans des gradients de contamination en Cu et Co cohérents avec la logique d'organisation toposéquentielle et, ii) peuvent néanmoins être regroupées en trois ensembles différenciés : i) D et G avec des pelouses sur matériaux parentaux contaminés récemment apportés en surface des sols, ii) C et E avec une pelouse ancienne et la steppe enrochée sur sols contaminés et influencés par la présence de carbonates dans la roche-mère et, iii) les autres unités (savanes steppiques, forêt, forêt dégradée) sur sols plus épais, à réaction acide à très acide et globalement dystrophes.

4.2. Caractéristiques biologiques

4.2.1. *Survie, hauteur et biomasse de la plante*

La réponse d'*A. davyi* a été évaluée par le comptage des individus survivant à la fin de l'expérimentation, par la mesure de la hauteur de chaque individu dans chaque pot et de la biomasse totale par pot (Figure 2), et par la mesure de la quantité de métal extrait par la plante (concentration et minéralomasse, Tableaux 4 et 5) lorsque la biomasse était suffisante. La survie des plantes sur les sols peut en première approche être liée à la toxicité du Cu et du Co pour les sols riches en ces deux éléments (C, D, E, G et I) d'une part, ou à d'autres facteurs biotiques tels que la compétition pour certaines ressources dans le sol témoin de la forêt d'autre part. Une forte concentration en éléments traces dans un sol peut occasionner la mort des plantes sensibles (Bourrelier et al., 1998). Les concentrations du sol en Cu et Co constituent en effet le premier élément d'explication du taux de survie (Figure 4). Davantage que les concentrations totales, ce sont les concentrations biodisponibles (Figure 5) qui permettent de séparer les sols en deux groupes aux taux de survie largement différents. Dans les conditions de l'expérimentation, des concentrations biodisponibles supérieures à $1\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et $50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de Cu et Co respectivement induisent une chute brutale du taux de survie (C, D, E, G et I). D'autres caractéristiques du milieu sont à mettre en relation avec le taux de survie. Ainsi, le groupe à faible taux de survie correspond aux pelouses, à une steppe enrochée et un site multicontaminé, tandis que les taux supérieurs à 50% ont été observés uniquement sur savane steppique et forêt. D'après Ilunga Wa Ilunga et al. (2013) et Séleck et al. (2013), *A. davyi* est une espèce de savane steppique. Sa présence n'aurait jamais été relevée sur steppe enrochée. *A. davyi* a toutefois été rencontré sur des sites de collines à des niveaux de concentrations totales similaires à ceux mesurés dans les pelouses (Lange et al., 2014). Par ailleurs, le P biodisponible apparaît comme un élément corrélé négativement aux taux de survie ($r = -0,705$, $p < 0,05$), toutefois aucune explication physiologique ne peut y être associée, et il s'agit vraisemblablement d'un effet de corrélation dû aux matériaux parentaux.

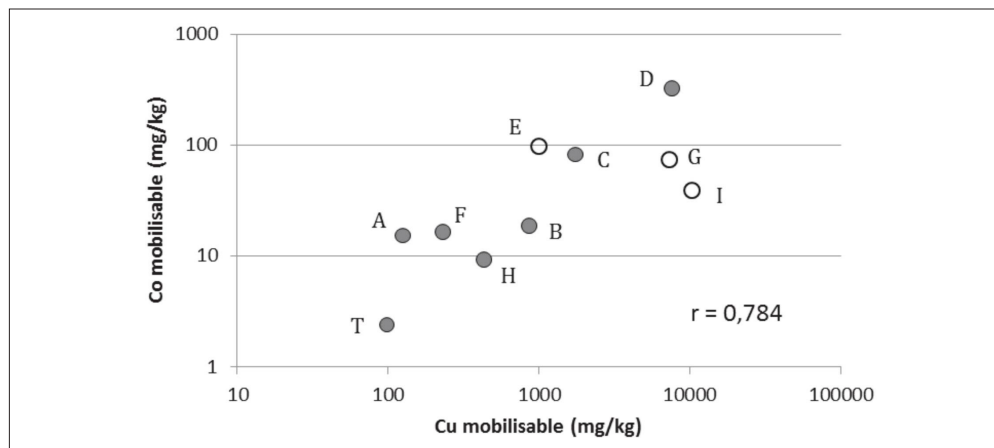


Figure 5. Concentrations ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en Cu et Co biodisponibles dans les sols. Les symboles blancs correspondent aux sols sur lesquels aucun plant n'a survécu (voir légende Tableau 1).

La bonne croissance de la plante sur le sol de forêt, en termes de hauteur et de biomasse (Figure 2), démontre clairement l'effet délétère des conditions physico-chimiques rencontrées dans les sols des anomalies métallifères. Dans les conditions de notre expérimentation, la biomasse totale peut être estimée à partir des concentrations en Cu biodisponible et du pH selon la formule :

$$\text{Biomasse totale (en g)} = 2,11 - 0,227 \times \log_{10}(\text{Cu}_M) - 0,199 \times \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} \quad (R^2 = 87,2\%)$$

où Cu_M est la concentration biodisponible en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Si l'effet du gradient de Cu semble évident, l'effet du pH mérite d'être validé par davantage de données et les interactions entre ces deux paramètres dissociées des effets principaux.

4.2.2. Prélèvement des éléments métalliques par la plante

Le prélèvement du Cu et du Co par *A. davyi* peut être considéré en termes de concentrations ou de minéralomasse (Tableaux 4 et 5). Les concentrations mesurées dans le cadre de cette expérimentation sont inférieures à celles rapportées précédemment par Brooks et al. (1985), Malaisse et al. (1994), Faucon et al. (2009) et Lange et al. (2014). Ces deux dernières études avaient conclu de leurs travaux qu'*A. davyi* était un hyperaccumulateur facultatif. Les résultats de cette étude tendent à confirmer l'absence d'hyperaccumulation en conditions contrôlées (Faucon et al., 2012) et que soit *A. davyi* n'est pas non plus une espèce cuprophyte, soit que d'autres facteurs limitants ont été rencontrés dans les sols étudiés.

L'influence du type de sol sur le prélèvement des éléments par la plante se situe au niveau de l'offre des éléments dans la solution du sol qui est elle-même conditionnée par la réserve totale, le fractionnement de l'ET et les conditions physico-chimiques, dont principalement le pH (Bourrelier et al., 1998; Ginocchio et al., 2002; Tremel-

Schaub et al., 2005). Des corrélations significatives ont été observées (Tableau 6) mais la prudence reste de mise étant donné le faible nombre de mesures qui ont pu être effectuées ($n = 5$). Les corrélations sont plus élevées pour les racines que pour les parties aériennes et, au sein des racines, plus élevées pour les concentrations en Cu que pour celles en Co. Même si la plupart des corrélations ne sont pas significatives, elles restent du même ordre de grandeur que celles observées par Lange et al. (2014) sur un nombre de cas plus important. Parmi les extractions chimiques, les corrélations suivent l'ordre : $[\text{CH}_3\text{COONH}_4 + \text{EDTA}] > [\text{HF} + \text{HClO}_4] > [\text{CaCl}_2]$. La modélisation géochimique fournit des résultats qui sont du même ordre de grandeur que les extractions chimiques sauf en ce qui concerne les formes libres du Cu et du Co. Les formes les mieux corrélées aux concentrations dans les plantes sont celles liées aux oxydes de Fe et à la matière organique pour Cu, et celles liées aux oxydes de Mn pour Co. Les autres propriétés du sol ne sont pas statistiquement corrélées à la concentration dans la plante à l'exception du Mn total et du Co dans les racines, ce qui semble confirmer l'importance des interactions entre Mn et Co (Faucon et al., 2009).

Tableau 6. Corrélations (et p -valeurs; NS : Non Significatif) entre concentrations en Cu et Co des parties épigées et racinaires de *A. davyi* et propriétés du sol.

	Cu épigé	Cu racines	Co épigé	Co racines
Cu/Co totaux	0,773 (NS)	0,943 (0,016)	0,857 (NS)	0,883 (0,047)
Cu/Co mobilisables	0,732 (NS)	0,973 (0,005)	0,756 (NS)	0,892 (0,042)
Cu/Co mobiles	0,731 (NS)	0,931 (0,021)	0,840 (NS)	0,878 (0,050)
Cu/Co libres	0,143 (NS)	0,173 (NS)	-0,162 (NS)	0,043 (0,040)
Cu/Co MnOx	0,650 (NS)	0,794 (NS)	0,888 (0,044)	0,885 (0,046)
Cu/Co FeOx	0,774 (NS)	0,948 (0,014)	0,843 (NS)	0,865 (NS)
Cu/Co OM	0,774 (NS)	0,941 (0,017)	0,824 (NS)	0,872 (NS)
pH	0,746 (NS)	0,664 (NS)	0,477 (NS)	0,645 (NS)
COT	-0,222 (NS)	0,273 (NS)	-0,077 (NS)	-0,129 (NS)
Fe total	-0,236 (NS)	0,071 (NS)	-0,009 (NS)	-0,173 (NS)
Mn total	0,415 (NS)	0,512 (NS)	0,786 (NS)	0,900 (0,037)

Les niveaux de probabilité des corrélations entre concentrations dans les parties aériennes et racinaires sont proches de 5%. La fixation des contaminants dans les racines est un moyen de tolérance des plantes par rapport à la toxicité des éléments traces (Kabata-Pendias et al., 2001). Si les concentrations en Cu et Co dans les parties

aériennes sont 3 à 5 fois plus faibles que celles dans les racines, les minéralomasses des parties épigées sont supérieures (Figure 6). Les seules différences observées entre les sols étudiés concernent la minéralomasse racinaire du Cu et le rapport Cu épigé/Cu racinaire. La récolte complète des racines dans les sols est toutefois une tâche ardue et la prudence s'impose dans l'interprétation des résultats de minéralomasse racinaire.

4.3. Prédiction de la biodisponibilité du cuivre dans les sols et la plante

La biodisponibilité du Cu et du Co dans les sols étudiés peut être estimée soit par une caractérisation chimique de l'offre du sol soit par une réponse biologique. La réponse d'*A. davyi* a pris plusieurs formes : mort de la plante, croissance diminuée et accumulation du Cu et du Co dans les organes de la plante.

Les concentrations en Cu et Co des sols selon les différents protocoles chimiques sont étroitement corrélées entre elles. Les extraits au $\text{CH}_3\text{COONH}_4 + \text{EDTA}$ sont, dans le cadre de cette étude, de bons prédicteurs de la biodisponibilité du Cu et du Co dans les sols, même si d'autres auteurs dans d'autres contextes n'ont pas abouti aux mêmes constats (Collins et al., 2010; Baraud et al., 2012). Les corrélations dépendent évidemment des gradients existant dans les propriétés chimiques. Les résultats de cette étude confirment la pertinence de l'usage du réactif de Lakanen et al. (1971) pour la caractérisation des sols des écosystèmes métallifères des collines comme dans les études de Faucon et al. (2009), Saad et al. (2012), Ilunga Wa Ilunga et al. (2013) ou Séleck et al. (2013).

La relation positive entre les concentrations en éléments dans la plante et dans les sols des anomalies métallifères permet d'en déduire que la mort d'*A. davyi* sur les sols E et G et les très faibles taux de survie, hauteurs et biomasses dans les sols C et D résultent de concentrations excessives en Cu et en Co. Pour les sols A, B, F, H et T, la relation fonctionnelle entre sol et plante se traduit par une proportionnalité des concentrations entre les deux.

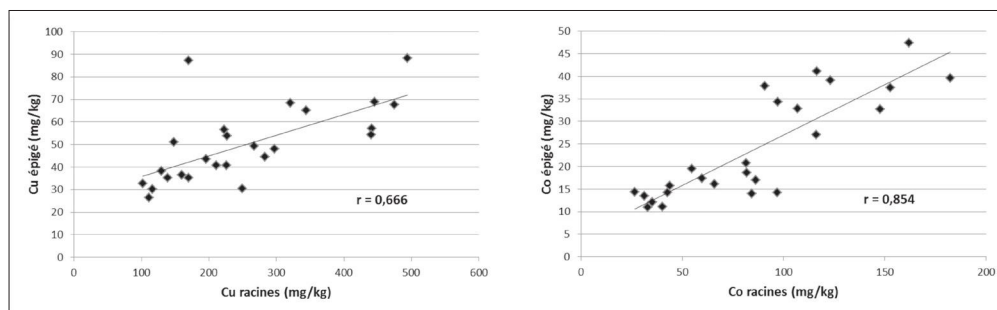


Figure 6. Relations entre concentrations mesurées en Cu et Co (mg.kg^{-1}) dans les racines et les parties épigées d'*Anisopappus davyi*.

5. Conclusions

La phytodisponibilité du Cu et du Co dans les sols des principales unités de végétation des écosystèmes métallicoles du complexe Tenke-Fungurume au Katanga a été étudiée par une expérimentation en pots. Des plants d'*A. davyi*, une espèce fréquemment observée sur les sols des collines cuprifères du Katanga, ont été repiqués dans des sols prélevés dans les principales unités de végétation qui caractérisent ces collines.

La caractérisation des sols a permis de montrer que ceux-ci pouvaient être regroupés en fonction des communautés végétales qu'ils portaient et de leur âge. Ainsi, les pelouses et la steppe enrochée se démarquent clairement des savanes steppiques et de la forêt par les matériaux parentaux et les niveaux de concentrations en Cu et Co, mais également par le statut acido-basique et trophique, et par la texture. Au sein de ce groupe, la distinction est nette également entre les sols D et G d'une part, qui sont des pelouses sur matériaux parentaux contaminés et récemment apportés en surface des sols, et les sols C et E d'autre part qui sont respectivement une pelouse ancienne et la steppe enrochée sur sols contaminés.

La comparaison des réponses d'*A. davyi* à ces différents sols a permis d'identifier des situations de mort de la plante qui correspondent à des niveaux élevés de concentrations totales et surtout biodisponibles en Cu et Co. L'ordre de grandeur des concentrations biodisponibles au-delà desquelles la croissance d'*A. davyi* a été brutalement freinée est de 1 000 mg.kg⁻¹ pour le Cu et 50 mg.kg⁻¹ pour le Co. Ces résultats doivent être confirmés, mais il est néanmoins envisageable de mettre au point un test de biodisponibilité des ET dans les sols, basé sur la réponse de différentes plantes dont *A. davyi*, pour peu que les seuils de mortalité, les amplitudes écologiques, les gammes de linéarité des concentrations dans la plante soient précisés.

La comparaison de la réponse plante avec les concentrations du sol extraites par différents réactifs chimiques et par la modélisation géochimique a montré que les concentrations extractibles par le réactif de Lakanen et al. (1971) étaient tout à fait adaptées à la prédiction de la réponse plante. Vu les fortes corrélations observées, les concentrations totales ou extractibles au CaCl₂ apportent des informations similaires. La modélisation géochimique présente quant à elle un intérêt potentiel pour discriminer les sols en fonction de la distribution supposée des contaminants sur les différentes phases solides de ceux-ci, et notamment pour la prédiction des formes les plus mobiles dans les systèmes sol-plante.

Bibliographie

- Antonovics J., Bradshaw A.D. & Turner R.G., 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res.* **7**, 185.
- Baize D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Paris : INRA.
- Baize D. & Tercé M. (Eds), 2002. *Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales*. Paris : INRA.
- Baker A.J.M., Reeves R.D. & Hajar A.S.M., 1994. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). *New Phytol.*, **127**, 61-68.

- Banza C.L.N. et al., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.*, **109**(6), 745-752.
- Baraud F. & Leleyter L., 2012. Prediction of phytoavailability of trace metals to plants: Comparison between chemical extraction and soil-grown radish. *C.R. Geosci.*, **344**, 385-395.
- Bech J. et al., 2012. Shoot accumulation of several trace elements in native plant species from contaminated soils in the Peruvian Andes. *J. Geochem. Explor.*, **113**, 106-111.
- Bourrelier P.-H. & Berthelin J., 1998. *Contamination des sols par les éléments traces métalliques : les risques et leur gestion*. Rapport n° 42. Académie des Sciences. Paris : Lavoisier Tec & Doc.
- Brooks R.R., Malaisse F. & Empain A., 1985. The heavy metal tolerant flora of Southcentral Africa: a multidisciplinary approach. Rotterdam, The Netherlands: A.A. Balkema.
- Brun L.A. et al., 1998. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environ. Pollut.*, **102**, 151-161.
- Collins R.N. & Kinsela A.S., 2010. The aqueous phase speciation and chemistry of cobalt in terrestrial environments. *Chemosphere*, **79**(8), 763-771.
- Duvigneaud P., 1958. La végétation du Katanga et de ses sols métallifères. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **90**, 127-296.
- Duvigneaud P., 1959. Plantes cobaltophytes dans le Haut Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **91**, 111-134.
- Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. Cuivre et végétation au Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **96**, 93-231.
- Ernst W.H.O., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. Geochem.*, **11**, 163-167.
- Faucon M.P., Shutcha M.N. & Meerts P., 2007. Revisiting copper and cobalt concentrations in supposed hyperaccumulators from SC Africa: influence of washing and metal concentrations in soil. *Plant Soil*, **301**, 29-36.
- Faucon M.P. et al., 2009. Soil influence on Cu and Co uptake and plant size in the cuprophytes *Crepidodhodon perennis* and *C. tenuis* (Scrophulariaceae) in SC Africa. *Plant Soil*, **317**, 201-212.
- Faucon M.P. et al., 2012. Copper tolerance and accumulation in two cuprophytes of South Central Africa: *Crepidodhodon perennis* and *C. tenuis* (Linderniaceae). *Environ. Exp. Bot.*, **84**, 11-16.
- Ginocchio R. et al., 2002. Effect of soil copper content and pH on copper uptake of selected vegetables grown under controlled conditions. *Environ. Toxicol. Chem.*, **21**, 1736-1744.
- Gupta S.K., Vollmer M.K. & Krebs R., 1996. The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *Sci. Total Environ.*, **178**, 11-20.
- Houba V.J.G., Novozamsky I. & Temminghoff E.J.M., 1997. *Soil analysis procedure. Extraction with 0.01M CaCl₂ (Soil and Plant Analysis, Part 5A)*. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Agricultural University.
- Ilunga Wa Ilunga E. et al., 2013. Small-scale diversity of plant communities and distribution of species niches on a copper rock outcrop in upper Katanga, D.R. Congo. *Plant Ecol. Evol.*, **146**, 173-182.
- Juste C., 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Sci. Sol*, **26**(2), 103-112.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H., 2001. *Trace elements in soils and plants, 3rd ed.* Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Kaya Muyumba D. et al., 2015. Caractérisation des systèmes sols-plantes dans les collines de l'arc cuprifère du Katanga (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **19**(2), 204-214.

- Küpfer H., Lombi E., Zhao F.J. & McGrath S.P., 2000. Cellular compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Planta*, **212**, 75-84.
- Lakanen E. & Erviö R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agral. Fenn.*, **123**, 223-232.
- Lange B. et al., 2014. Prediction of the edaphic factors influence upon the copper and cobalt accumulation in two metallophytes using copper and cobalt speciation in soils. *Plant Soil*, **379**, 275-287.
- Liénard A. & Colinet G., 2014. Synthèse bibliographique sur la mobilité des éléments traces dans les sols et l'utilisation de la stabilisation physico-chimique comme technique de gestion *in situ* des sites contaminés. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **18**(2), 273-289.
- Malaisse F., Brooks R.R. & Baker A.J.M., 1994. Diversity of vegetation communities in relation to soil heavy metal content at the Shinkolobwe copper/cobalt/uranium mineralization, Upper Shaba, Zaire. *Belg. J. Bot.*, **127**, 3-16.
- McLennan S.M., 2001. Relationships between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust. *Geochem. Geophys. Geosyst.*, **2**(4), 1021, DOI: 10.1029/2000GC000109
- Meers E. et al., 2007. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. *Environ. Exp. Bot.*, **60**(3), 385-396.
- Miller R.O., 1998. Nitric-perchloric wet acid digestion in an open vessel. In: Kalra Y. (Ed.). *Handbook of reference methods for plant analysis*. Washington, DC: CRC Press.
- Pourret O. et al., 2015. Modeling of cobalt and copper speciation in metalliferous soils from Katanga (Democratic Republic of Congo). *J. Geochem. Explor.*, **149**, 87-96.
- Saad L. et al., 2012. Investigating the vegetation-soil relationships on the copper-cobalt rock outcrops of Katanga (D.R. Congo), an essential step in a biodiversity conservation plan. *Restor. Ecol.*, **20**, 405-415.
- Séleck M. et al., 2013. Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for conservation and restoration. *Plant Soil*, **373**, 455-469.
- Tack P.M. & Verloo M.G., 1996. Metal contents in stinging nettle (*Urtica dioica* L.) as affected by soil characteristics. *Sci. Total Environ.*, **192**(1), 31-39.
- Takeda A. et al., 2006. Extractability of major and trace elements from agricultural soils using chemical extraction methods: Application for phytoavailability assessment. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**(4), 406-417.
- Terry N. & Banuelos G. (Eds), 2000. *Phytoremediation of contaminated soil and water*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Tremel-Schaub A. & Feix I., 2005. *Contaminations des sols – Transferts des sols vers les plantes*. Les Ulis et Angers, France : EDP Sciences et ADEME.
- van der Ent A. et al., 2013. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant Soil*, **362**(1), 319-334.
- Van Ranst E., Verloo M., Demeyer A. & Pauwels M.J., 1999. *Manual for the soil chemistry and fertility laboratory – Analytical methods for soils and plants, equipments, and management of consumables*. Ghent, Belgium: NUGI 835.
- WRB, 2014. *World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports 106. Rome: FAO.

