

## Transfert en cadmium et zinc vers l'orge de printemps en sols contaminés et non contaminés de Belgique : évaluation et prédiction

Amandine Liénard\* et Gilles Colinet

ULiège-Gembloux Agro-Bio Tech, Département BIOSystem Engineering (BIOSE), Échanges Eau-Sol-Plante, Passage des Déportés 2, B-5030 Gembloux, Belgique

**Résumé** – En Région wallonne, des sols agricoles situés à proximité d'anciens sites de traitements de minerais ont été impactés par des retombées atmosphériques contaminées en cadmium (Cd), plomb (Pb) et zinc (Zn). Afin d'étudier l'impact de ces contaminations sur la qualité des productions agricoles, une étude du transfert en Cd et Zn du sol vers l'orge de printemps (*Hordeum vulgare* L.) a été réalisée sur une de ces zones contaminées. Dix-huit prélèvements d'orges ont été effectués en zone contaminée, 10 autres en zone témoin non contaminée et chacun d'eux a été subdivisé en trois sous-échantillons (tige, épi et grain). Un prélèvement a été réalisé dans l'horizon de surface du sol (de 0 à 20 cm) à l'emplacement de chaque prélèvement de plantes. Les concentrations disponibles et pseudo-totales en éléments traces et majeurs ainsi que  $\text{pH}_{\text{eau}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , carbone organique total et azote total ont été mesurés sur les échantillons de sols. Les concentrations en Cd et Zn ont été dosées dans les grains, les épis et les tiges. Les concentrations en Cd et Zn mesurées dans les plantes récoltées sur la zone contaminée sont de 2 à 9 fois supérieures à celles mesurées dans les orges témoins. Il existe peu de relations entre la concentration en cadmium dans les grains ( $\text{Cd}_{\text{Grain}}$ ), la concentration en zinc dans les grains ( $\text{Zn}_{\text{Grain}}$ ) et les propriétés des sols à l'exception des teneurs en Cd et Zn du sol. Une analyse Cate-Nelson a permis d'estimer  $\text{Cd}_{\text{Grain}}$  à 0,027 mg de Cd/kg matière sèche (MS) pour des teneurs pseudo-totales en Cd dans le sol allant de 0 à 1,23 mg/kg, et à 0,118 mg de Cd/kg de MS pour des teneurs pseudo-totales en Cd dans le sol allant de 1,24 à 6,87 mg/kg.  $\text{Zn}_{\text{Grain}}$  est estimé à 19,2 mg/kg de MS pour des teneurs pseudo-totales de Zn dans le sol allant de 0 à 131 mg/kg, et à 40 mg/kg de MS pour des teneurs pseudo-totales de Zn dans le sol allant de 132 à 570 mg/kg. Une estimation du transfert en Cd et Zn reste toutefois complexe dans ces sols multicontaminés.

**Mots clés** : contamination / prédiction / transfert / orge / sol

**Abstract – Cadmium and zinc uptake by barley in contaminated and uncontaminated soils of Belgium: evaluation and prediction.** In the Walloon region (Belgium), agricultural soils close to a former ore smelter were affected by atmospheric deposition contaminated by cadmium (Cd), lead (Pb), and zinc (Zn). To study the effect of these contaminations on the quality of agricultural productions, a study of the transfer from soil to a cereal crop, barley (*Hordeum vulgare* L.) was carried out on one of these contaminated areas and an uncontaminated control area. Eighteen barley samples were taken in contaminated areas; 10 were sampled in the control area, and each was subdivided into three subsamples (stem, ear, and seed). A sample was taken from topsoil horizon (0 to 20 cm) at the location of each plant sample. Available and pseudo-total concentrations of trace and major elements as well as  $\text{pH}_{\text{water}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , total organic carbon, and total nitrogen were measured on the soil samples. Concentrations of Cd and Zn were measured in the seed, ear, and stem. The concentrations of Cd and Zn that were measured in the harvested plants in the contaminated zone are 2 to 9 times higher than those measured in the control barleys. There are few relationships between Cd concentration in seeds ( $\text{Cd}_{\text{Seed}}$ ), Zn concentration in seeds ( $\text{Zn}_{\text{Seed}}$ ), and soil properties apart from available and pseudo-total soil levels of Cd and Zn. Using a Cate-Nelson analysis,  $\text{Cd}_{\text{Seed}}$  was estimated at 0.027 mg Cd/kg of dry matter (DM) for pseudo-total soil Cd levels ranging from 0 to 1.23 mg/kg, and at 0.118 mg Cd/kg DM for pseudo-total soil Cd levels ranging from 1.24 to 6.87 mg/kg.

\*Auteur de correspondance : [amandine.lienard@uliege.be](mailto:amandine.lienard@uliege.be)

$Zn_{Seed}$  is estimated to be 19.2 mg/kg of DM for soil ranges from 0 to 131 mg/kg of pseudo-total Zn, and 40 mg/kg of DM for soil ranges from 132 to 570 mg/kg of pseudo-total Zn. However, an estimate of the transfer of Cd and Zn remains complex in these multi-contaminated soils.

**Keywords:** contamination / prediction / transfer / barley / soil

## 1 Introduction

Le cadmium (Cd) est un élément connu notamment pour sa phytotoxicité (Hasan *et al.*, 2009; Sigel *et al.*, 2013) et son caractère carcinogène (Dokmeci *et al.*, 2009; Buruiana *et al.*, 2015). Par ailleurs, le zinc (Zn) est un oligo-élément qui peut devenir phytotoxique lorsqu'il se trouve en grande quantité dans le sol (Påhlsson, 1989; Hooda, 2010). Sa phytotoxicité apparaît pour des teneurs en Zn disponible de l'ordre de 120 mg/kg (Mench et Baize, 2004). Cd et Zn sont souvent des co-contaminants, c'est-à-dire qu'ils ont des origines communes telles que les déchets miniers (Schneider *et al.*, 2007; Hooda, 2010), les émissions de fonderie (Sterckeman *et al.*, 2000; Liénard *et al.*, 2014; Liénard et Colinet, 2016), les amendements et engrais agricoles (Lee et Keeney, 1975; François *et al.*, 2009; Gupta *et al.*, 2014).

Cd et Zn ont un comportement proche dans les sols et les plantes (Hammér et Kirchmann, 2015). Dans les sols, leur mobilité est principalement influencée par le pH, et par leur spéciation qui dépendra notamment des réactions de sorption avec la matière organique, les oxydes de fer (Fe) et de manganèse (Mn) et les argiles. Au niveau des plantes, l'absorption du Cd est comparable à celle du Zn. Cependant, l'absorption du Cd n'est pas régie par les limites physiologiques de la plante. Certaines études ont montré que l'absorption du Cd augmente avec l'augmentation des concentrations en Cd dans le sol (Singh et Myhr, 1998; Alloway, 2013). Néanmoins, certaines plantes comme *Noccaea caerulea* (J.&C. Presl) FK Mey ou *Arabidopsis halleri* L. développent des stratégies de résistance à la toxicité d'éléments traces, en particulier au Cd (Furini, 2012; Sigel *et al.*, 2013).

Lorsque Cd et Zn pénètrent dans une plante de la famille des Poaceae, une partie est accumulée et transférée dans les tissus tandis que l'autre partie est transférée vers le grain (Sigel *et al.*, 2013; Yamaji et Ma, 2014). Même si ce transport au sein de la plante repose sur des mécanismes difficiles à appréhender, il dépend principalement des transporteurs de métaux présents dans celle-ci. Ces transporteurs régissent le prélèvement et la distribution du métal (Furini, 2012), notamment ceux localisés dans les nœuds des tiges des céréales (Yamaji et Ma, 2014). Parallèlement, il est à noter que les cultures céréalières sont considérées par certaines études comme potentiellement déficientes en Zn (Brown *et al.*, 2001; Alloway, 2009).

Dans le cadre de cette étude, nous avons étudié le transfert en Cd et Zn du sol vers une céréale, l'orge de printemps. Pour ce faire, nous avons comparé des orges récoltées dans une zone contaminée par Cd et Zn suite à des activités de traitements de minerai de zinc et de plomb à des orges récoltées sur une zone témoin éloignée d'activités anthropiques similaires. Les objectifs sont :

- évaluer les transferts sol-plante en Cd et Zn ;
- estimer l'état de contamination des grains d'orge récoltés ;
- déterminer les propriétés des sols et des plantes qui influencent ce transfert.

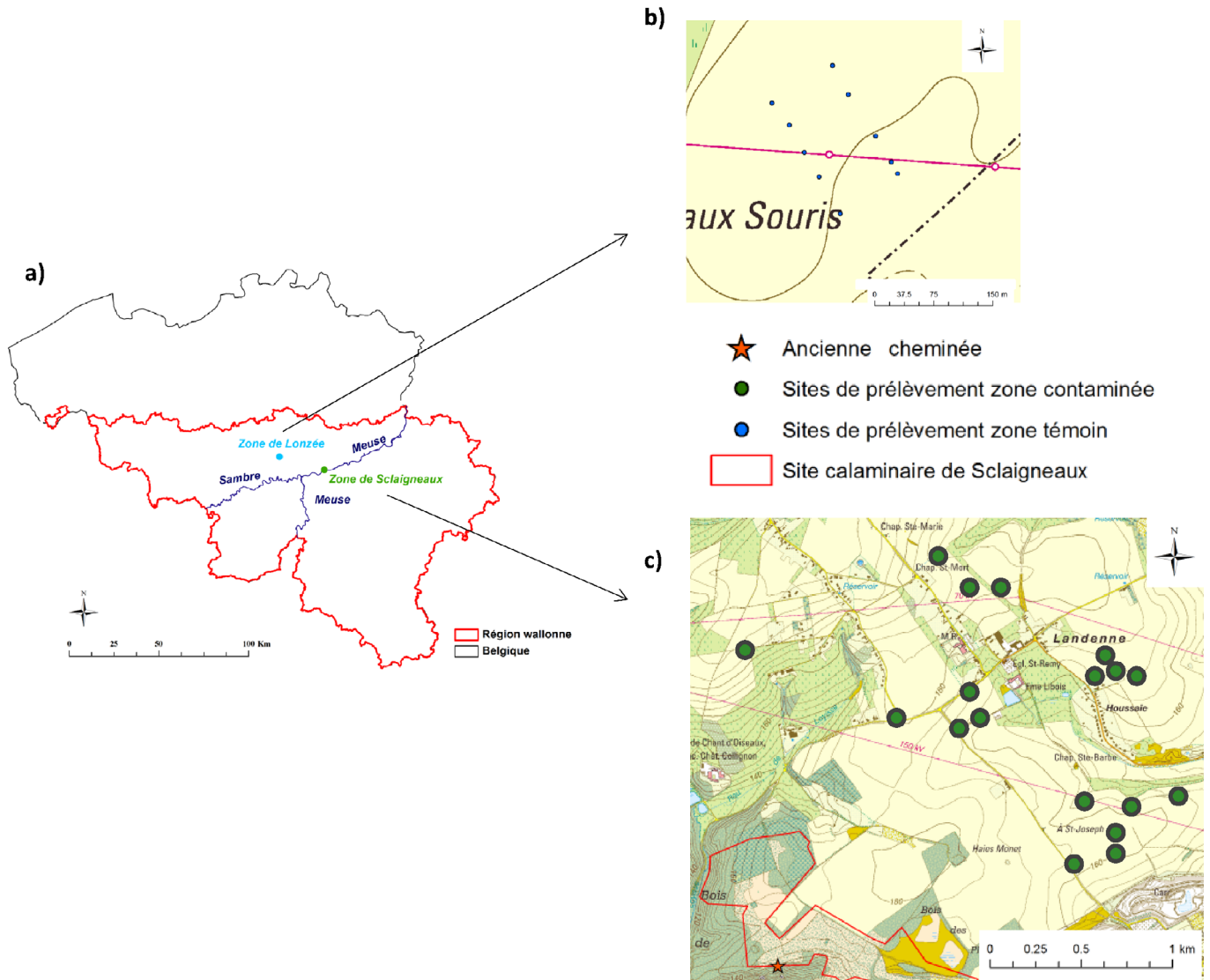
## 2 Matériel et méthodes

### 2.1 Échantillonnage des sols et prélèvement des plantes

Des échantillons d'orge de printemps (*Hordeum vulgare* L.) ont été prélevés au sein de deux zones (Fig. 1a). La première est la zone contaminée de Sclaigneaux (Liénard *et al.*, 2011; Liénard *et al.*, 2014; Liénard et Colinet, 2016), dans laquelle 18 prélèvements d'orges ont été effectués (Fig. 1c). La seconde zone est localisée sur une parcelle d'essai de la ferme expérimentale de Gembloux Agro-Bio Tech à Loncée et est considérée comme zone témoin. Cette zone est considérée comme témoin car contrairement à la zone de Sclaigneaux, elle n'a pas été affectée par des retombées atmosphériques enrichies en Cd, Pb et Zn suite à un passé industriel lourd. Au sein de cette zone, 10 prélèvements d'orge ont été réalisés (Fig. 1b). Le choix de l'orge a été déterminé sur la base des résultats d'une enquête menée auprès des agriculteurs afin de connaître la culture la plus implantée sur la zone contaminée de Sclaigneaux. Pour chaque prélèvement de plantes, un échantillon composite de sol regroupant une dizaine de prélèvements élémentaires a été réalisé à la sonde tubulaire manuelle de type « gouge » sur l'horizon cultivé (0–20 cm), comme préconisé par le Compendium wallon des méthodes d'échantillonnage et d'analyse (CWEA) (Service public de Wallonie, 2014). La contamination étant majoritairement localisée dans les 20 premiers centimètres du sol, comme présenté par Liénard et Colinet (2016), ces 20 premiers centimètres sont représentatifs de l'ensemble de l'horizon labouré et sont échantillonnés afin d'évaluer le transfert sol-plante en métaux. Les échantillons ont été prélevés dans des plages de sols limoneux à drainage naturel favorable, voire à drainage naturel modéré, dont le pourcentage d'argiles, d'après la base de données Aardewerk (Legrain *et al.*, 2017), varie de 14 à 16 % sur la zone témoin et de 12 à 18 % sur la zone contaminée. Cette information provient de la Carte des principaux types de sols de Wallonie à 1/250 000 (Bock *et al.*, 2006), basée sur la Carte des sols de la Belgique éditée à 1/20 000 par l'IRSIA de 1947 à 1991 (Legrain *et al.*, 2011). Toutes les plantes d'orge ont été récoltées au stade phénologique 89 sur l'échelle BBCH, soit à maturation complète des grains (Witzenberger et Hack, 1989; Lancashire *et al.*, 1991). Par la suite, elles ont été divisées en trois sous-échantillons dénommés : tige, épi et grain. Le sous-échantillon « tige » reprend les tiges feuillées et l'épi correspond aux barbes avec le reste de l'épi une fois les grains ôtés.

### 2.2 Analyses chimiques

Préalablement aux analyses, les échantillons de sol ont été tamisés à 2 mm et un sous-échantillon a été broyé à 200  $\mu$ m. Les  $pH_{eau}$  et  $pH_{KCl}$  (1 M) ont été mesurés par potentiométrie



**Fig. 1.** Localisation des lieux de prélèvements à l'échelle a) de la Belgique, b) de la zone témoin et c) de la zone contaminée de Sclaigneaux.  
**Fig. 1.** Location of sampling places at scale of a) Belgium, b) control area and c) contaminated Sclaigneaux area.

(w:v 2:5 ratio). Le carbone organique total (COT) a été déterminé par la méthode de Springer-Klee modifiée (Nelson et Sommers, 1996). L'azote total (NT) a été estimé via la méthode Kjeldahl modifiée (Nelson et Sommers, 1996). Les concentrations pseudo-totales en éléments traces (Cd, Cu, Pb, Zn) et en éléments majeurs (Ca, Mg, K, Mn, Fe, Al) ont été déterminées par digestion à l'eau régale selon la norme ISO 11466 et mesurées par spectrométrie d'absorption atomique (AAS, VARIAN 220, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA). Les concentrations en éléments traces (Cd, Cu, Pb, Zn) et en éléments majeurs (Ca, Mg, K, Mn, P) disponibles ont été déterminées à l'acétate d'ammonium 0,5N + EDTA tamponné à pH 4,65 (Lakanen et Erviö, 1971) et mesurées par AAS, à l'exception du P qui a été mesuré par colorimétrie à 430 nm. On considère généralement que les formes extraites selon cette méthode, préconisée par le CWEA (référence S-II-12V2) (Service public de Wallonie, 2014), correspondent aux formes phytodisponibles.

Après récolte, les plantes ont été lavées à l'eau de ville, rincées à l'eau distillée et séchées pendant 48 h à 40 °C avant d'être broyées à l'aide d'un broyeur à couteaux en titane (Retsch; Grindomix GM200). Les concentrations en Cd et Zn dans les plantes ont été mesurées par AAS après minéralisation dans un mélange  $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$  (Miller, 1998). Les limites de quantification pour les concentrations dans la plante sont 0,004 mg/kg (Cd) et 0,019 mg/kg (Zn) après ajout d'un tube ACT (Atom Concentration Tube). L'ACT est un tube de quartz qui est positionné dans la flamme afin d'augmenter de 2 à 3 fois la sensibilité de l'AAS.

## 2.3 Analyses statistiques

### 2.3.1 Présentation des analyses classiques

Une matrice de corrélation a été calculée entre les concentrations dans le grain (en Cd et Zn) et les paramètres du sol ( $\text{pH}_{\text{eau}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , COT, NT, éléments disponibles et

pseudo-totaux mesurés) sur la population générale. Ensuite, des modèles de régression ont été réalisés afin d'estimer les concentrations  $Cd_{Grain}$  et  $Zn_{Grain}$  à partir de ces mêmes paramètres du sol.

Tous ces traitements statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel Minitab 16 (Minitab Inc., State College, PA, USA). La normalité des sous-populations pour  $Cd_{Grain}$  et  $Zn_{Grain}$  a été vérifiée par le test de Ryan-Joiner. Les différences ont été considérées comme significatives à  $p \leq 0,05$ .

### 2.3.2 Présentation de l'analyse Cate-Nelson

Une analyse Cate-Nelson a été effectuée sur la population générale afin de calibrer une réponse  $Cd_{Grain}$  ou  $Zn_{Grain}$  selon les teneurs pseudo-totales en Cd ou en Zn mesurées dans les sols. Une analyse Cate-Nelson est une technique traditionnellement utilisée en agronomie, en particulier pour calibrer la réponse prévue d'une culture en fonction de données d'essai sur les sols (Mangiafico, 2013), par exemple un rendement ou une concentration dans une plante (Dang *et al.*, 1993 ; Collins et Allinson, 2004 ; Mallarino et Atia, 2005 ; Zare *et al.*, 2009 ; Nikoli *et al.*, 2016).

L'analyse Cate-Nelson consiste à diviser les données en deux groupes : (i) les données pour lesquelles un changement dans la

variable x (teneur du sol) est susceptible de correspondre à une réponse dans la variable y (concentration dans le grain) et ; (ii) les autres données pour lesquelles un changement de la variable x est peu probable d'engendrer un changement de la variable y. Ainsi, la relation entre deux variables (x et y) peut être présentée à l'aide d'un graphique subdivisé en quatre quadrants, dans lesquels les points sont projetés à partir de deux valeurs x et y dites critiques. Il s'agit en fait des valeurs qui permettent de maximiser le nombre de données dans les quadrants IV et II et minimiser celles dans les quadrants I et III.

Une analyse de la variance (AV1) en fonction du facteur quadrant est réalisée, afin d'obtenir la part de la variance expliquée par le modèle ( $R^2$  = coefficient de détermination). Au préalable, chaque valeur  $Cd_{Grain}$  ou  $Zn_{Grain}$  se voit attribuée à la classe II ou IV en fonction de sa valeur en x.

## 3 Résultats

### 3.1 Sols

Les statistiques descriptives du  $pH_{eau}$ , du  $pH_{KCl}$ , du COT, du NT, des éléments majeurs et des éléments traces pour les deux zones d'étude sont reprises dans le [tableau 1](#).

**Tableau 1.** Statistiques descriptives pour les paramètres du sol :  $pH_{eau}$ ,  $pH_{KCl}$ , COT, NT, éléments traces et éléments majeurs (mg/kg).  
**Table 1.** Descriptive statistics for  $pH_{water}$ ,  $pH_{KCl}$ , total organic carbon (COT), total nitrogen (NT), traces and major elements (mg/kg).

Paramètres	Sols contaminés (N=18)						Sols témoins (N=10)						VR
	Min	Max	Moy.	Médiane	SD	CV (%)	Min	Max	Moy.	Médiane	SD	CV (%)	
$pH_{eau}$	7,03	8,14	7,57	7,69	0,386	5,10	7,14	8,00	7,63	7,69	0,347	4,55	*
$pH_{KCl}$	6,32	7,74	7,09	7,20	0,503	7,09	6,60	7,65	7,25	7,42	0,446	6,15	*
COT (%)	1,22	2,45	1,78	1,66	0,390	21,9	0,990	1,38	1,22	1,26	0,115	9,43	*
NT (%)	0,118	0,218	0,161	0,152	0,029	18,3	0,099	0,117	0,111	0,113	0,006	4,98	*
Cd	0,434	6,87	4,17	4,63	1,66	39,7	0,263	0,428	0,356	0,347	0,044	12,3	0,2
Cu	10,1	24,4	18,0	19,0	4,13	22,9	10,0	11,4	10,7	10,7	0,475	4,43	14
Pb	23,0	215	132	145	51,3	39,0	19,6	25,6	22,2	21,8	1,89	8,53	25
Zn	68,0	570	372	425	138	37,1	49,0	61,9	54,5	53,0	4,37	8,03	67
Mn	420	826	621	610	105	16,9	554	733	643	638	52,3	8,13	*
Ca (mg/100 g)	302	948	511	477	173	33,9	245	435	343	336	80,3	23,4	*
Mg (mg/100 g)	178	410	299	300	71,2	23,8	180	267	213	205	33,6	15,8	*
K (mg/100 g)	170	482	326	314	89,2	27,4	225	343	267	257	42,5	15,9	*
Fe (%)	1,44	2,64	2,06	2,08	0,347	16,8	1,35	1,81	1,53	1,51	0,184	12,0	*
Al (%)	1,08	2,12	1,58	1,59	0,280	17,8	1,16	1,55	1,30	1,28	0,148	11,3	*
<i>Cd</i>	0,355	4,37	2,89	3,06	1,05	36,1	0,231	0,274	0,253	0,253	0,012	4,86	*
<i>Cu</i>	2,45	7,03	4,63	4,44	1,25	27,0	2,57	3,48	2,97	2,99	0,302	10,2	*
<i>Pb</i>	11,0	140	84,9	98,7	36,4	42,9	7,12	10,6	8,21	8,08	0,972	11,8	*
<i>Zn</i>	9,59	121	68,0	73,3	30,0	44,1	5,33	6,62	5,92	5,89	0,438	7,41	*
<i>Mn</i>	181	344	245	235	43,7	17,9	160	215	175	173	15,8	9,03	*
<i>Ca (mg/100 g)</i>	196	763	356	332	149	41,8	169	343	255	256	70,2	27,5	*
<i>Mg (mg/100 g)</i>	7,44	18,8	12,4	11,9	3,28	26,5	6,11	11,3	8,68	8,50	1,89	21,8	*
<i>K (mg/100 g)</i>	12,0	41,6	24,6	21,0	9,79	39,7	8,28	17,2	12,7	11,9	2,95	23,3	*
<i>P (mg/100 g)</i>	4,03	20,1	11,1	10,5	4,10	37,1	4,50	9,35	6,76	6,40	2,10	31,2	*

*Italique* : disponibles ( $CH_3COONH_4$  EDTA pH 4,65) ; non italique : teneurs pseudo-totales (eau régale,  $HNO_3$  et HCl, norme ISO 11466).  
 SD : écart-type ; CV : coefficient de variation ; VR : valeur de référence (Ministère de la Région wallonne, 2008).

Les résultats montrent que les sols prélevés sur la zone de Sclaigneaux sont fortement contaminés en Cd, Pb et Zn. Les sols témoins ne dépassent pas la valeur de référence (VR) (Ministère de la Région wallonne, 2008) pour Pb (25 mg/kg) et Zn (67 mg/kg), qui équivaut au fond pédogéochimique. Pour ce qui est des teneurs en Cd total, elles sont légèrement au-dessus de la VR avec une gamme allant de 0,263 à 0,428 mg/kg. Les gammes de pH des deux zones sont similaires avec des moyennes de  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  de 7,09 pour les sols de Sclaigneaux et 7,25 pour les sols témoins. Par contre, les teneurs mesurées en COT, NT, Ca, Mg, K et P disponibles dans les sols de Sclaigneaux sont en moyenne supérieures à celles des sols témoins. Les rapports entre concentrations en Cu et Cd disponibles et pseudo-totales dans les sols sont assez semblables pour les deux zones d'étude avec des ratios d'environ 25 % pour Cu et 70 % pour Cd. Par ailleurs, la fraction disponible en Pb et Zn par rapport à la teneur totale est plus importante dans les sols de Sclaigneaux avec des ratios de l'ordre de 61 % pour Pb et 17 % pour Zn, contre 37 % pour Pb et 11 % pour Zn en zone témoin.

### 3.2 Concentrations en Cd et Zn dans les plantes

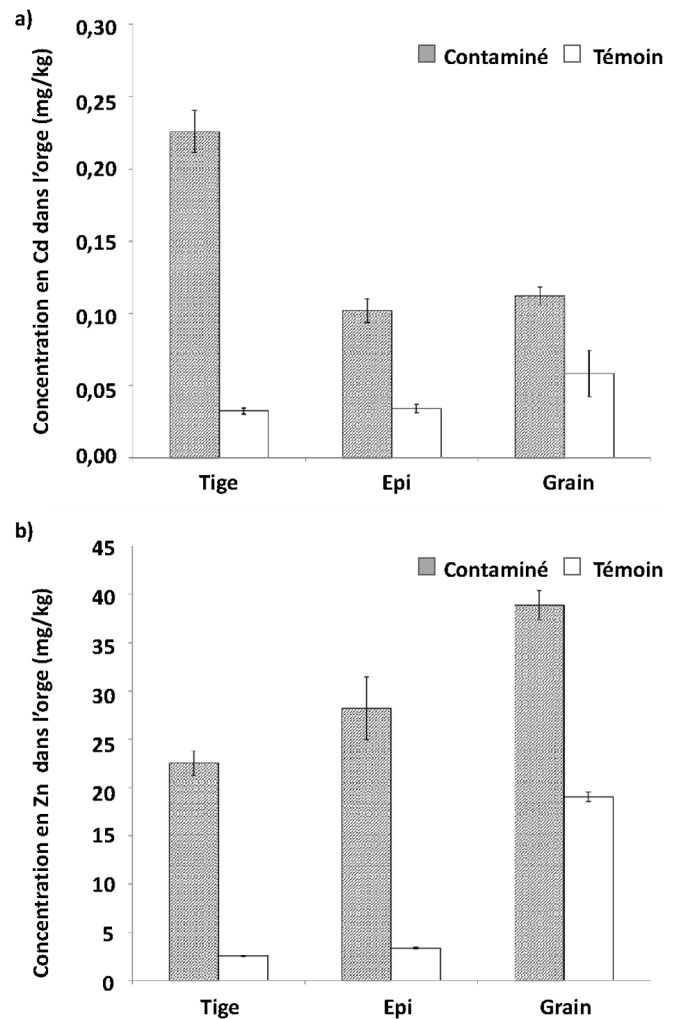
Les concentrations en Cd et Zn mesurées dans la tige, l'épi et le grain d'orge récoltés en zone contaminée sont supérieures à celles mesurées dans les organes témoins (Fig. 2). Pour Cd, les concentrations mesurées dans le grain, la tige et l'épi sont en moyenne 2, 7 et 3 fois supérieures à celles mesurées dans les organes témoins. Ce constat est similaire pour les concentrations en Zn qui sont 2, 9 et 8 fois supérieures dans le grain, la tige et l'épi par rapport à celles mesurées dans les témoins.

La minéralomasse en Cd et Zn, produit de la biomasse en matière sèche et de la concentration, permet d'évaluer la quantité d'éléments minéraux retenus dans la biomasse récoltée. Elle correspond à l'accumulation de Cd et Zn puisés dans le sol par une plante d'orge et répartis dans la tige, l'épi et le grain (Fig. 3). La production de biomasse de grains est semblable entre les deux zones, contrairement aux biomasses de tige et d'épi qui sont supérieures en zone contaminée. En zone témoin, le grain est l'organe de la plante qui présente la plus grande minéralomasse en Cd et Zn avec 65 % et 92 % de la minéralomasse totale de la plante, respectivement. En zone contaminée, la minéralomasse en Cd et Zn de la tige est en moyenne 2 fois supérieure (pour Cd) et 3,5 fois supérieure (pour Zn) à celle mesurée en zone témoin. De plus, la minéralomasse en Cd de la tige représente plus de la moitié de la minéralomasse de la plante (55 %, voir Fig. 3). Également en zone contaminée, les concentrations en Cd dans la tige sont les plus élevées (Fig. 2). Par ailleurs, l'épi a la plus faible minéralomasse en Cd et en Zn. En raison de sa faible biomasse, l'épi ne représente qu'une faible partie de la minéralomasse totale de la plante d'orge, même si les concentrations sont semblables à celles du grain (Cd) ou de la tige (Zn). D'une manière générale, on observe une augmentation de la minéralomasse de la tige en zone contaminée.

### 3.3 Modélisation du transfert sol-plante en Cd et Zn

#### 3.3.1 Corrélation entre concentrations dans les plantes et propriétés du sol

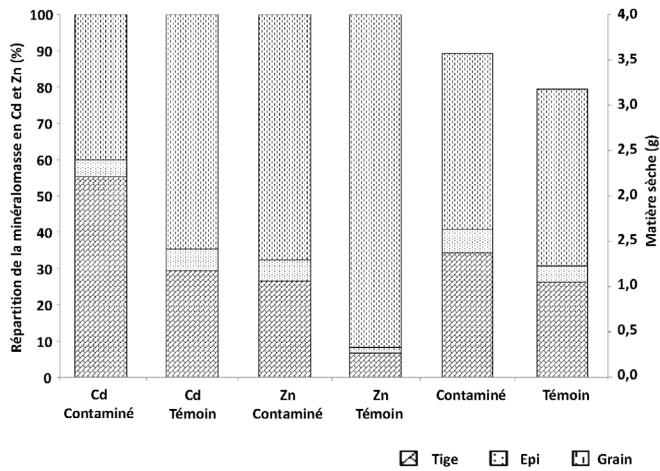
Afin de vérifier l'existence de relations entre les concentrations en Cd et Zn mesurées dans les différentes



**Fig. 2.** Concentrations a) en Cd et b) en Zn mesurées dans les différentes parties des organes récoltés sur les sols contaminés et les sols témoins (+/- erreur standard de la moyenne) (mg/kg de matière sèche). Contaminé:  $N=18$ ; Témoin:  $N=10$  sauf pour  $\text{Cd}_{\text{Grain}}$  avec  $N=6$ .

**Fig. 2.** Concentrations of a) Cd and b) Zn measured in barley harvested in contaminated and control soils (+/- mean standard error) (mg/kg dry matter). Contaminated:  $N=18$ , control:  $N=10$  apart from  $\text{Cd}_{\text{Seed}}$  with  $N=6$ .

parties de la plante et les propriétés du sol, une analyse de corrélation a été effectuée sur la population générale (Tab. 2). Il en ressort que les teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn pseudo-totales et disponibles mesurées dans les sols sont corrélées aux concentrations en Cd ( $p$  variables) et en Zn ( $p < 0,001$ ) mesurées dans les organes. Les concentrations en Cd et Zn dans les plantes sont également liées aux teneurs en Mn disponible mesurées dans les sols. Nous avons en outre constaté que la concentration en cadmium dans les tiges ( $\text{Cd}_{\text{Tige}}$ ) est liée aux teneurs en Ca, Mg et K disponibles et pseudo-totales ainsi qu'aux teneurs en P disponible, Fe total et Al total. Par ailleurs, les paramètres de fertilité tels que COT et NT sont également corrélés aux paramètres des plantes, sauf dans le cas particulier de  $\text{Cd}_{\text{Grain}}$  et COT. Concernant le pH, les concentrations  $\text{Cd}_{\text{Epi}}$  ( $p < 0,05$ ),  $\text{Zn}_{\text{Grain}}$  ( $p < 0,05$ ) et  $\text{Zn}_{\text{Epi}}$  ( $p < 0,01$ ) sont inversement corrélées aux  $\text{pH}_{\text{eau}}$  et  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ .



**Fig. 3.** Répartition i) de la minéralomasse moyenne (%) en Cd et Zn et ii) de la matière sèche moyenne (g) (axe vertical secondaire) mesurée pour une plante d’orge récoltée en zone contaminée et en zone témoin.  
**Fig. 3.** Distribution of i) the average mineralomass (%) of Cd and Zn and ii) the average dry matter (g) (secondary vertical axis) measured for a barley plant harvested in contaminated and control area.

**3.3.2 Analyse Cate-Nelson entre Cd<sub>Grain</sub>, Zn<sub>Grain</sub> et les teneurs pseudo-totales en Cd et Zn dans le sol**

Suite à l’analyse Cate-Nelson, les données peuvent être subdivisées en deux groupes afin de souligner la relation entre la variable « teneur du sol » et la variable « concentration dans le grain » (Fig. 4). Pour Cd, plus de 90 % des données sont situées dans les quadrants II et IV (Fig. 4a). Seules deux données sur les 24 sont localisées dans le quadrant I et ne suivent pas le modèle prédictif ( $R^2 = 42,2\%$ ). Les valeurs critiques sont équivalentes à 0,058 mg/kg pour Cd<sub>Grain</sub> et 1,23 mg/kg pour la teneur totale en Cd dans le sol. Ainsi pour une teneur dans le sol inférieure à 1,23 mg/kg (quadrant IV), Cd<sub>Grain</sub> est en moyenne égale à 0,027 mg/kg. De même, pour des teneurs sol comprises entre la valeur critique et 7 mg/kg (quadrant II), Cd<sub>Grain</sub> est en moyenne équivalente à 0,118 mg/kg.

Concernant Zn, l’ensemble des données collectées répond au modèle prédictif ( $R^2 = 78\%$ , Fig. 4b). Les valeurs critiques sont équivalentes à 27,2 mg/kg pour Zn<sub>Grain</sub> et 131 mg/kg pour la teneur totale en Zn dans le sol. Pour des valeurs en Zn dans le sol inférieures à 131 mg/kg, Zn<sub>Grain</sub> sera en moyenne équivalente à 19 mg/kg. Tandis que pour des valeurs de Zn total comprises entre 131 et 600 mg/kg, Zn<sub>Grain</sub> attendue correspond à environ 40 mg/kg.

**Tableau 2.** Matrice des corrélations entre les concentrations en Cd et Zn mesurées dans le grain, la tige et l’épi et les paramètres du sol significatifs.

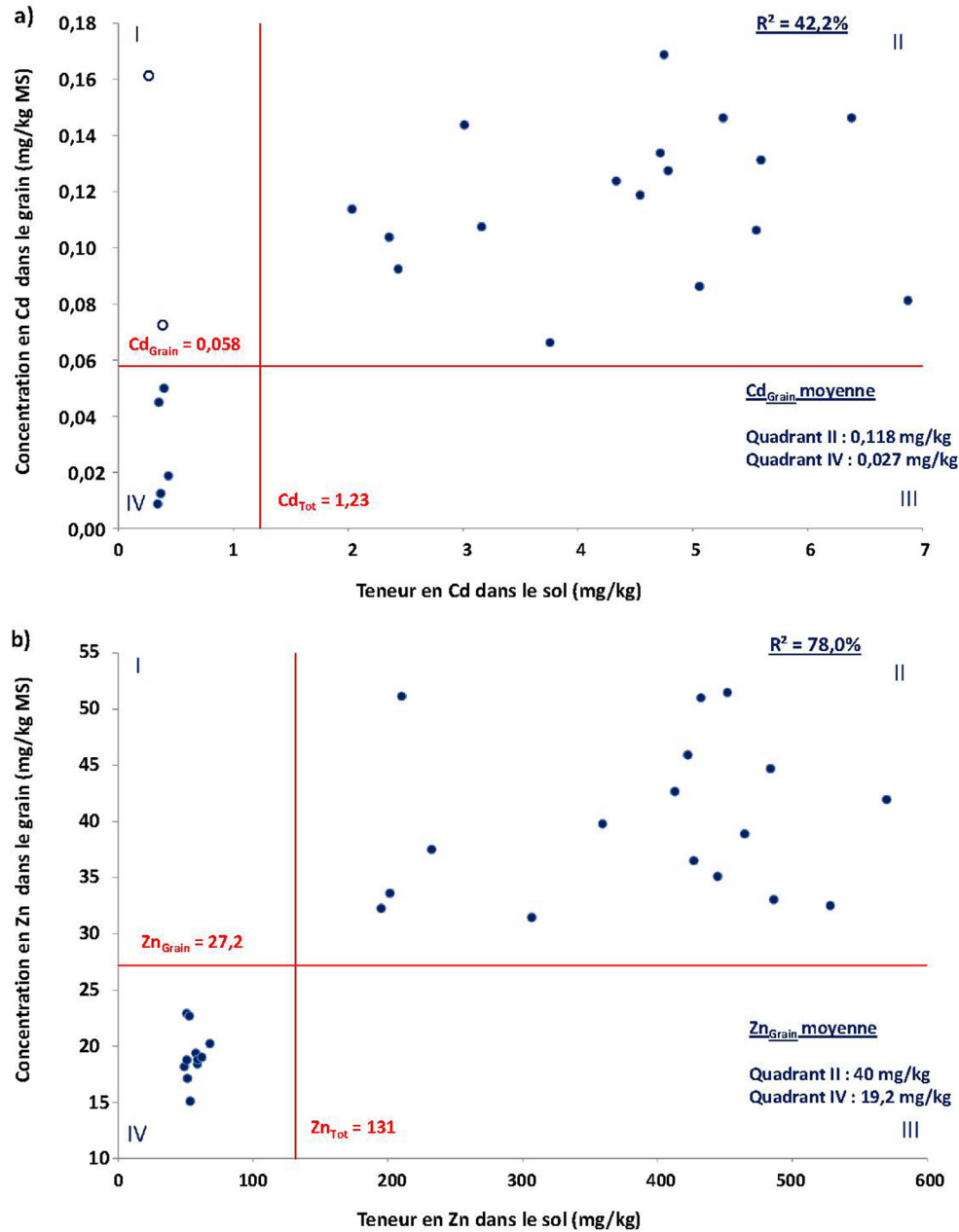
**Table 2.** Pearson correlation matrix between concentrations of Cd and Zn in seed, stem and ear and significant soil parameters.

	Cd <sub>Grain</sub>	Cd <sub>Tige</sub>	Cd <sub>Epi</sub>	Zn <sub>Grain</sub>	Zn <sub>Tige</sub>	Zn <sub>Epi</sub>
pH <sub>eau</sub>	-0,203	-0,088	-0,442	*	-0,426	*
pH <sub>KCl</sub>	-0,239	-0,162	-0,455	*	-0,459	*
COT	0,385	0,566	0,623	***	0,785	***
NT	0,421	0,626	0,594	**	0,768	***
Cd	0,586	0,862	0,621	***	0,840	***
Cu	0,494	0,698	0,564	**	0,758	***
Pb	0,580	0,834	0,559	**	0,783	***
Zn	0,563	0,836	0,579	**	0,805	***
Ca	0,276	0,496	0,100		0,319	-0,003
Mg	0,403	0,636	0,288		0,482	**
K	0,315	0,547	0,222		0,345	0,120
Fe	0,511	0,721	0,467	*	0,534	**
Al	0,445	0,647	0,303		0,361	0,441
Cd	0,597	0,874	0,678	***	0,888	0,917
Cu	0,464	0,650	0,425	*	0,743	0,786
Pb	0,554	0,823	0,559	**	0,794	0,857
Zn	0,561	0,818	0,615	***	0,856	0,884
Mn	0,521	0,766	0,518	**	0,768	0,788
Ca	0,243	0,408	0,014		0,081	0,199
Mg	0,344	0,534	0,286		0,413	0,437
K	0,230	0,518	0,270		0,447	0,475
P	0,298	0,482	0,154		0,405	0,464

N=28 sauf pour Cd<sub>Grain</sub> avec N=24.

*Italique* : teneurs disponibles (CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub> EDTA pH 4,65) ; non italique : teneurs pseudo-totales (eau régale, HNO<sub>3</sub> et HCl selon la norme ISO 11466).

\* : p < 0,05 ;  
 \*\* : p < 0,01 ;  
 \*\*\* : p < 0,001.



**Fig. 4.** Projection des données au sein des sous-populations estimées via l'analyse Cate-Nelson a) Cd et b) Zn.  
**Fig. 4.** Representation of data within the estimated subpopulations via the Cate-Nelson analysis a) Cd and b) Zn.

### 3.3.3 Présentation des modèles globaux pour $Cd_{Grain}$ et $Zn_{Grain}$

Afin de déterminer une équation de prédiction de la concentration en Cd ou Zn dans le grain, des régressions linéaires ou quadratiques, simples ou multiples, ont été réalisées à partir des propriétés du sol mises en évidence par la matrice de corrélation (Tab. 2). Les paramètres introduits dans la régression ont été sélectionnés selon le pourcentage d'explication ( $R^2$ ) apporté par la combinaison des paramètres et la  $p$ -value obtenue par les facteurs dans la régression ( $p < 0,05$ ). Les régressions sont reprises dans le [tableau 3](#).

Pour  $Cd_{Grain}$ , seules les teneurs en Cd disponible et en Cd total sont significatives. Plus précisément, c'est une régression quadratique avec le facteur Cd total qui conduit à la meilleure prédiction ( $R^2 = 42\%$ ). Concernant la prédiction de la concentration en Zn dans le grain ( $Zn_{Grain}$ ), c'est une régression linéaire multiple basée sur les teneurs en Cd, Pb et Mn disponibles ainsi que les teneurs en Cd, Pb, Mg et Fe pseudo-totales qui obtient le meilleur pourcentage d'explication ( $R^2 = 97\%$ ). Cependant, cette estimation repose sur de nombreux paramètres. Une régression plus simple de type quadratique basée sur la teneur en Zn disponible ( $R^2 = 81,5\%$ ) ou sur la teneur en Zn total ( $R^2 = 78\%$ ) permet d'expliquer près de 80% de  $Zn_{Grain}$ .

**Tableau 3.** Équations de régression linéaire ou quadratique pour les concentrations en Cd et Zn mesurées dans le grain.  
**Table 3.** Linear and quadratic regression equations for concentration of Cd and Zn in seed.

Modèles	$R^2$	$R^2$ ajusté	$p$ -value
<b>Régression linéaire</b>			
$Cd_{\text{Grain}} = 0,057 + 0,019 Cd$	35,7	32,8	$Cd = 0,002$
$Cd_{\text{Grain}} = 0,059 + 0,012 Cd$	34,4	31,4	$Cd = 0,003$
$Zn_{\text{Grain}} = 20 + 0,26 Zn$	73,3	72,2	$Zn = 0,000$
$Zn_{\text{Grain}} = 19 + 0,05 Zn$	64,8	63,5	$Zn = 0,000$
$Zn_{\text{Grain}} = 0,23 - 0,35 Pb + 24 Cd + 0,064 Mn + 0,22 Pb - 12 Cd + 21 Fe - 0,14 Mg$	97,3	96,4	$Cd - Cd - Fe - Mg = 0,000$ $Pb = 0,001$ $Pb = 0,002$ $Mn = 0,003$
<b>Régression quadratique</b>			
$Cd_{\text{Grain}} = 0,041 + 0,049 Cd - 0,007 Cd^2$	42,0	36,4	
$Cd_{\text{Grain}} = 0,042 + 0,034 Cd - 0,004 Cd^2$	42,8	37,3	
$Zn_{\text{Grain}} = 16 + 0,558 Zn - 0,003 Zn^2$	81,5	80,1	
$Zn_{\text{Grain}} = 11 + 0,159 Zn - 0,0002 Zn^2$	78,0	76,3	

*Italique* : teneurs disponibles ( $CH_3COONH_4$  EDTA pH 4,65) ; non italique : teneurs pseudo-totales (eau régale,  $HNO_3$  et HCl selon la norme ISO 11466).

## 4 Discussion

### 4.1 Accumulation en Cd et Zn dans la plante

Les concentrations en Zn montrent une augmentation de la tige vers l'épi, puis de l'épi vers le grain. Dans une étude menée par Raguž *et al.* (2013), une augmentation des concentrations en Zn des racines vers l'épi d'orge a également été constatée. Page et Feller (2015) expliquent également que des concentrations élevées en Zn ou en Cd provoquent une augmentation de leurs teneurs dans les grains de blé, mais les feuilles et les glumes sont également affectées. Pour les plantes d'orges cultivées sur les sols témoins, ce schéma d'augmentation de concentrations en Cd de la tige vers les grains a été observé. Par contre, en zone contaminée, les concentrations sont réparties de la manière suivante :  $Cd_{\text{Tige}} > Cd_{\text{Grain}} > Cd_{\text{Epi}}$ . Il semble que la tige et les nœuds de la tige jouent un rôle de barrière à la progression du Cd dans la plante. Bien que les conditions de culture soient différentes, Yamaji et Ma (2014) ont mis en évidence que même si la distribution du Zn et du Cd dans le riz (*Oryza sativa* L.) est similaire, c'est-à-dire une accumulation dans les nœuds primaires et ensuite une distribution préférentielle pour le développement de nouvelles feuilles et de grains, le Cd s'accumule davantage à l'intérieur des tissus vasculaires axiaux agrandis du nœud. Ce constat pourrait expliquer que la concentration  $Cd_{\text{Tige}}$  est supérieure pour les plantes qui sont cultivées sur les sols présentant des teneurs élevées en Cd.

Par ailleurs, en matière de minéralomasse, la répartition du Cd en zone témoin et du Zn pour les deux zones est la suivante : grain > tige > épi. Dans l'ensemble, le grain se comporte comme un organe de stockage, particulièrement lorsque les teneurs en Cd et Zn du sol sont proches de celles du fond pédogéochimique (VR, (Ministère de la Région wallonne,

2008)). Cette capacité à être stocké est normalement typique des oligo-éléments tels que Zn qui, en tant qu'élément nutritif, se retrouve majoritairement dans le grain.

Concernant la qualité des grains récoltés, les concentrations en Cd mesurées sont en dessous de la teneur maximale définie par la Commission européenne en matière de contaminants dans les denrées alimentaires sur base du règlement (UE) n° 488/2014. La teneur maximale en Cd fixée pour les céréales, à l'exclusion du son, du germe, du blé et du riz est de 0,1 mg/kg de matière fraîche (MF) (Union européenne, 2006), avec une teneur maximale en humidité de 14,5 % comme défini par le règlement (CE) n° 824/2000 fixant les procédures de prise en charge des céréales par les organismes d'intervention ainsi que les méthodes d'analyse pour la détermination de la qualité. Parallèlement, la qualité des grains d'orge est conforme à la directive 2005/87/CE fixant les substances indésirables dans les aliments pour animaux. La concentration en Cd de 1 mg/kg (12 % d'humidité) dans les matières premières des aliments pour animaux d'origine végétale n'est dépassée pour aucun des échantillons de grains d'orge analysés. Les concentrations en Zn mesurées sont comparées aux teneurs naturelles mesurées dans l'orge cultivée en sols non impactés par des activités anthropiques. Aucune des concentrations  $Zn_{\text{Grain}}$  et  $Zn_{\text{Tige}}$  pour la zone témoin ne dépasse les teneurs de 34 et 18,7 mg/kg de matière sèche (MS) proposées par Tremel-Schaub et Feix (2005). Par contre, ces concentrations sont dépassées pour 12 et 14 échantillons de grain et tige récoltés sur la zone contaminée de Sclaigneaux. Si on réalise la même comparaison pour les concentrations  $Cd_{\text{Grain}}$ , on constate que 4 échantillons témoins et 17 échantillons contaminés ont des concentrations supérieures aux teneurs mesurées dans des grains d'orges récoltés en zone non impactées par des activités anthropiques (0,03 mg/kg MS) (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

## 4.2 Évaluation des modèles statistiques

Pour la population générale, des relations entre les teneurs dans les sols et les concentrations  $Cd_{\text{Grain}}$  et  $Zn_{\text{Grain}}$  ont été mises en évidence. Pour Cd, la relation repose sur les teneurs pseudo-totales en Cd du sol grâce à une régression quadratique. Au sein du jeu de données, on peut classer les prélèvements en deux groupes distincts en fonction des teneurs en Cd du sol en se fixant une valeur critique de 1,23 mg de Cd/kg. Néanmoins, les prélèvements repris dans le quadrant IV groupent des échantillons dont la teneur en Cd totale du sol ne dépasse pas 0,434 mg/kg. D'après le modèle prédictif défini *via* Cate-Nelson, les concentrations  $Cd_{\text{Grains}}$  pour ces sols avoisinent les 0,027 mg/kg de MS, ce qui correspond aux teneurs naturelles en Cd dans les grains d'orge (0,03 mg/kg de MS) rapportées par Tremel-Schaub et Feix (2005). Concernant Zn, utiliser une régression quadratique basée sur les teneurs pseudo-totales en Zn dans le sol permet d'expliquer 78 % de la variabilité du jeu de données. De plus, par l'analyse Cate-Nelson ( $R^2 = 78\%$ ), un groupe de prélèvement dont les teneurs en Zn sont inférieures à la valeur critique de 131 mg/kg a pu être isolé au sein de la population générale. La gamme de teneurs mesurées sur ces sols est située entre 49 et 68 mg/kg de Zn, soit des teneurs proches de la valeur de référence (67 mg/kg, [Ministère de la Région wallonne, 2008]). Pour ces 11 échantillons de sols, la concentration moyenne  $Zn_{\text{Grain}}$  équivaut à 19 mg/kg. Cette valeur est comparable à celle de 15 mg/kg mesurée par Moreno-Jiménez *et al.* (2016) dans des grains d'orge récoltés sur des sols agricoles non contaminés et dont la teneur moyenne en Zn est de 53,6 mg/kg.

Dans le cadre de notre étude, on constate que les propriétés du sol étudiées ont une très faible influence sur  $Cd_{\text{Grain}}$ . En effet, l'étude de Adams *et al.* (2004) sur l'orge a proposé un modèle de prédiction pour  $Cd_{\text{Grain}}$  basé sur le pH et la concentration en Cd du sol. Cependant, la pertinence de cette combinaison de facteurs n'a pas été démontrée dans notre étude. Par ailleurs, d'autres études (Sappin-Didier *et al.*, 2002 ; Chaudri *et al.*, 2007 ; Novotná *et al.*, 2015) réalisées sur le blé ont proposé des modèles de transfert qui intègrent diverses propriétés du sol, seules ou combinées, telles que la texture (pourcentage d'argile, limon et sable), le pH, le carbone organique total, la teneur en d'autres éléments traces (Cr, Cu, Ni, etc.). Il semble que dans la zone d'étude, les teneurs en Cd et Zn dans le sol soient le facteur déterminant principal, sinon exclusif, des teneurs dans la plante.

## 5 Conclusion

Les concentrations en Cd et Zn mesurées dans les grains, tiges et épis des orges cultivées en milieu contaminé sont de 2 à 9 fois supérieures aux concentrations mesurées dans les orges témoins. De plus, dans les cas étudiés, les concentrations en Cd mesurées dans les grains ne dépassent pas la teneur maximale (0,1 mg/kg MF) tolérée par la réglementation de mise sur le marché (règlement [UE] n°488/2014). Les grains d'orge récoltés peuvent donc être utilisés sans aucune restriction préalable comme source d'alimentation. Cependant, il est à noter que dans certains cas, les concentrations  $Cd_{\text{Grain}}$  et  $Zn_{\text{Grain}}$  sont supérieures aux concentrations mesurées dans des plantes cultivées en milieu non impacté par des activités anthropiques.

Par ailleurs, il existe peu de relations entre les propriétés des sols et les concentrations dans le grain, à l'exception des teneurs pseudo-totales et disponibles en Cd et Zn dans le sol. Pour l'ensemble des prélèvements, les teneurs pseudo-totales en Cd et en Zn présentes dans le sol expliquent une partie de la variabilité des concentrations dans les grains, soit 42 % pour Cd et 78 % pour Zn. Cependant, pour les sols dont les teneurs pseudo-totales en Cd sont inférieures à 0,5 mg/kg ou dont les teneurs pseudo-totales en Zn sont inférieures à 70 mg/kg,  $Cd_{\text{Grain}}$  et  $Zn_{\text{Grain}}$  sont comparables à des mesures réalisées sur des sols non contaminés.

*Remerciements.* Nous tenons à remercier l'équipe du Professeur Bernard Bodson de la ferme expérimentale de Gembloux Agro-Bio Tech (Liège Université), et plus particulièrement Jérôme Pierreux pour son aide durant l'échantillonnage de la parcelle d'essai. Nous remercions également tous les agriculteurs qui nous ont permis de recueillir des échantillons dans leurs parcelles ainsi que l'équipe technique de l'Axe Échanges Eau-Sol-Plante pour son travail à la préparation des échantillons ou à l'analyse des sols et des plantes.

## Références

- Adams ML, Zhao FJ, McGrath SP, Nicholson FA, Chambers BJ. 2004. Predicting cadmium concentrations in wheat and barley grain using soil properties. *J Environ Qual* 33: 532–541.
- Alloway BJ. 2009. Soil factors associated with zinc deficiency in crops and humans. *Environ Geochem Health* 31: 537–548.
- Alloway BJ. 2013. Heavy metals in soils. Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Vol. 22. 3 ed. (Environmental Pollution). Netherlands: Springer, 614 p, ISBN 978-94-007-4470-7.
- Bock L, Bah B, Veron P, Lejeune P. 2006. Carte des principaux types de sols de Wallonie à 1/250 000. Gembloux (Belgium): Unité Sol-Ecologie-Territoire (Laboratoire de Géopédologie) et Unité de Gestion des Ressources forestières et des Milieux naturels, Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux.
- Brown KH, Wuehler SE, Peerson JM. 2001. The importance of zinc in human nutrition and estimation of the global prevalence of zinc deficiency. *Food and Nutrition Bulletin* 22: 113–125.
- Buruiana DL, Lefter D, Tiron GL, Balta S, Bordei M. 2015. Toxicity of heavy metals on the environment and human health. In: *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGM*. Vol. 2, 5 ed., pp. 565–571.
- Chaudri A, McGrath S, Gibbs P, Chambers B, Carlton-Smith C, Godley A, *et al.* 2007. Cadmium availability to wheat grain in soils treated with sewage sludge or metal salts. *Chemosphere* 66: 1415–1423.
- Collins A, Allinson DW. 2004. Soil nitrate concentrations used to predict nitrogen sufficiency in relation to yield in perennial grasslands. *Agronomy Journal* 96: 1272–1281.
- Dang YP, Edwards DG, Dalal RC, Tiller KG. 1993. Identification of an index tissue to predict zinc status of wheat. *Plant Soil* 154: 161–167.
- Dokmeci AH, Ongen A, Dagdeviren S. 2009. Environmental toxicity of cadmium and health effect. *Journal of Environmental Protection and Ecology* 10: 84–93.
- François M, Grant C, Lambert R, Sauvé S. 2009. Prediction of cadmium and zinc concentration in wheat grain from soils affected by the application of phosphate fertilizers varying in Cd concentration. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 83: 125–133.

- Furini A. 2012. Plants and heavy metals. springer briefs in biometals. Netherlands: Springer, 86 p.
- Gupta DK, Chatterjee S, Datta S, Veer V, Walther C. 2014. Role of phosphate fertilizers in heavy metal uptake and detoxification of toxic metals. *Chemosphere* 108: 134–144.
- Hamnér K, Kirchmann H. 2015. Trace element concentrations in cereal grain of long-term field trials with organic fertilizer in Sweden. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 103: 347–358.
- Hasan SA, Fariduddin Q, Ali B, Hayat S, Ahmad A. 2009. Cadmium: toxicity and tolerance in plants. *Journal of Environmental Biology* 30: 165–174.
- Hooda P. 2010. Trace elements in soils. USA: Wiley, 616 p.
- Lakanen E, Erviö R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agraria Fennica* 123: 223–232.
- Lancashire PD, Bleiholder H, Boom TVD, Langelüddeke P, Stauss R, Weber E, et al. 1991. A uniform decimal code for growth stages of crops and weeds. *Annals of Applied Biology* 119: 561–601.
- Lee KW, Keeney DR. 1975. Cadmium and zinc additions to wisconsin soils by commercial fertilizers and wastewater sludge application. *Water Air Soil Pollut* 5: 109–112.
- Legrain X, Demarcin P, Colinet G, Bock L. 2011. Soil mapping in Belgium: Historical overview and presentation of the current work on valorisation and revision of the Digital Soil Map of Wallonia. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment* 15: 647–656.
- Legrain X, Michel B, Roda M, Colinet G. 2017. Base de données AARDEWERK WALLONIE 2016. Valorisation de la Carte Numérique des Sols de Wallonie. Subvention SPW (DDR, DGARNE), 51 p.
- Liénard A, Colinet G. 2016. Assessment of vertical contamination of Cd, Pb and Zn in soils around a former ore smelter in Wallonia, Belgium. *Environmental Earth Sciences* 75: 1–15.
- Liénard A, Bock L, Colinet G. 2011. Intérêt des cartes des sols pour l'élaboration d'une stratégie d'échantillonnage en sols contaminés par retombées atmosphériques : application à l'étude de l'effet sol sur le devenir des éléments traces métalliques. *Biotechno Agron Soc Environ* 15: 669–682.
- Liénard A, Brostaux Y, Colinet G. 2014. Soil contamination near a former Zn–Pb ore-treatment plant: Evaluation of deterministic factors and spatial structures at the landscape scale. *J Geochem Explor* 147: 107–116.
- Mallarino AP, Atia AM. 2005. Correlation of a resin membrane soil phosphorus test with corn yield and routine soil tests. *Soil Science Society of America Journal* 69: 266–272.
- Mangiafico SS. 2013. Cate-Nelson analysis for bivariate data using R-project. *Journal of Extension* 51: 1–14.
- Mench M, Baize D. 2004. Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces. *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 52: 31–56.
- Miller RO. 1998. Nitric-perchloric acid digestion in an open vessel. In: Kalra Y, ed. *Handbook of reference methods for plant analysis*. Boca Raton, Floride (USA): CRC Press, pp. 57–62.
- Ministère de la Région wallonne. 2008. Décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols. In: *Moniteur belge du 18 février 2009 et 6 mars 2009*, pp. 14852–14868.
- Moreno-Jiménez E, Fernández JM, Puschenreiter M, Williams PN, Plaza C. 2016. Availability and transfer to grain of As, Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in a barley agri-system: Impact of biochar, organic and mineral fertilizers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 219: 171–178.
- Nelson DW, Sommers LE. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, et al., eds. *Methods of soil analysis. Part 3—Chemical methods*. SSSA book series. Madison: Soil Science Society of America Inc., pp. 961–1010.
- Nikoli T, Matsi T, Barbayannis N. 2016. Assessment of nickel's sufficiency critical levels in cultivated soils, employing commonly used calibration techniques. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 179: 566–573.
- Novotná M, Mikeš O, Komprdová K. 2015. Development and comparison of regression models for the uptake of metals into various field crops. *Environ Pollut* 207: 357–364.
- Page V, Feller U. 2015. Heavy metals in crop plants: transport and redistribution processes on the whole plant level. *Agronomy* 5: 447.
- Påhlsson AMB. 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants—A literature review. *Water Air Soil Pollut* 47: 287–319.
- Raguž V, Jarsjö J, Grolander S, Lindborg R, Avila R. 2013. Plant uptake of elements in soil and pore water: Field observations versus model assumptions. *J Environ Manage* 126: 147–156.
- Sappin-Didier V, Brayette S, Jidé C, Baize D, Masson P, Mench M. 2002. Phytodisponibilité du cadmium pour le blé. Rôle des paramètres pédologiques et agronomiques. In: Baize D, Tercé M, eds. *Les éléments traces métalliques dans les sols—Approches fonctionnelles et spatiales*. Paris: INRA Éditions, pp. 48–505.
- Schaider LA, Senn DB, Brabander DJ, McCarthy KD, Shine JP. 2007. Characterization of zinc, lead, and cadmium in mine waste: Implications for transport, exposure, and bioavailability. *Environ Sci Technol* 41: 4164–4171.
- Service public de Wallonie. 2014. Compendium wallon des méthodes d'échantillonnage et d'analyse (CWEA), 704 p, [https://dps.environment.wallonie.be/files/Document/CWEA/CWEA\\_2014-officiel.pdf](https://dps.environment.wallonie.be/files/Document/CWEA/CWEA_2014-officiel.pdf).
- Sigel A, Sigel H, Sigel RKO. 2013. Cadmium: from toxicity to essentiality. Metal ions in life sciences. Netherlands: Springer, 589 p.
- Singh BR, Myhr K. 1998. Cadmium uptake by barley as affected by Cd sources and pH levels. *Geoderma* 84: 185–194.
- Sterckeman T, Douay F, Proix N, Fourrier H. 2000. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environ Pollut* 107: 377–389.
- Tremel-Schaub A, Feix I. 2005. Contaminations des sols—Transferts des sols vers les plantes. Les Ulis: EDP Sciences et Angers: ADEME, 413 p.
- Union européenne. 2006. Règlement (CE), n°1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal officiel de l'Union européenne*, 364/5–364/24.
- Witzenberger A, Hack H. 1989. Erläuterungen zum BBCH-Dezimal-Code fuer die Entwicklungsstadien des Getreides-mit Abbildungen. *Gesunde Pflanzen* 41: 384–388.
- Yamaji N, Ma JF. 2014. The node, a hub for mineral nutrient distribution in graminaceous plants. *Trends in Plant Science* 19: 556–563.
- Zare M, Khoshgoftarmansh AH, Norouzi M, Schulin R. 2009. Critical soil zinc deficiency concentration and tissue iron: Zinc ratio as a diagnostic tool for prediction of zinc deficiency in corn. *J Plant Nutr* 32: 1983–1993.

**Citation de l'article** : Liénard A, Colinet G. 2018. Transfert en cadmium et zinc vers l'orge de printemps en sols contaminés et non contaminés de Belgique : évaluation et prédiction. *Cah. Agric.* 27: 25002.