



Rapport final

Convention d'appui scientifique et technique

VALMO II

Évaluation des risques et bénéfices attendus liés à la valorisation de
matières organiques exogènes sur et dans les sols.

Par Maïté Jonas
Partenaires : CRA-W
Financeurs : SPW

**Évaluation des risques et bénéfices attendus liés à la
valorisation de matières organiques exogènes sur et dans les
sols.**

Rapport intermédiaire

Transmis le 7 septembre 2015 par :

Ir. M. Jonas
Ir. P. Luxen

Agra-Ost ASBL

Centre de recherches et de formations agricoles
pour l'Est de la Belgique

Klosterstrasse, 38
B-4780 Saint-Vith

Tél. : + 32 (0)80 227 896

Fax : + 32 (0)80 229 096

E-mail :

maitjonas@gmail.com
agraost@skynet.be

Avec le soutien de :

Service Public de Wallonie

Département des Sols et des Déchets
Direction de la Protection des Sols
Av. Prince de Liège, 15
B-5100 Namur

Tél. : + 33 (0)81 336 320

Fax : + 32 (0)81 336 522

E-mail :

jacques.defoux@spw.wallonie.be
pascal.jean.petit@spw.wallonie.be

**Centre Wallon de Recherches
Agronomiques**

Bâtiment Léon Lacroix
Rue de Liroux, 9
B-5030 Gembloux

Tél. : + 33 (0)81 62 65 71

E-mail :

v.planchon@cra.wallonie.be

Contents

Introduction	1
I Conception, validation et implémentation de l'indice de vulnérabilité du sol	3
1 Rappels de l'indice de vulnérabilité développé dans VALMO I	5
1.1 Contexte d'étude	5
1.2 Indice de vulnérabilité	6
1.3 Limitations de l'indice de vulnérabilité	18
2 Validation de l'indice de vulnérabilité par des experts	19
2.1 Critiques de la méthodologie	19
2.2 Conclusion	24
3 Conception d'un nouvel indice de vulnérabilité	25
3.1 Contamination des nappes	27
3.2 Toxicologie pour l'écosystème et microorganismes du sol	27
3.3 Contamination des produits agricoles et risque pour la santé humaine	40
3.4 Conclusion	46
II Revue bibliographique : système d'observation des sols	51
1 Questions et objectifs	55
2 Indicateurs analysés	56
2.1 Paramètres physico-chimiques	57
2.2 Paramètres biologiques	58
2.3 Systèmes non destructifs	62
3 Identification des sites d'analyse et plan d'échantillonnage	63
3.1 Bases de l'échantillonnage pour des sols pollués	63
3.2 Démarches préalables au plan d'échantillonnage	65
3.3 Localisation spatiale des sites de prélèvement	66
3.4 Plan d'échantillonnage	70
4 Modalités de prélèvement, pré-traitement et analyse des échantillons	82
4.1 Outils d'échantillonnage	82

4.2	Conditions météorologiques	82
4.3	Pré-traitement	83
4.4	Analyse des échantillons	84
5	Incertitudes des mesures	84
 III Système d’observation des sols : application à la Ré-		
gion wallonne		91
1	Application à la Région wallonne	93
1.1	Objectifs de l’étude	93
1.2	Choix des paramètres à analyser	94
1.3	Choix de la localisation	97
1.4	Plan d’échantillonnage	113
1.5	Pré-traitement et analyse en laboratoire	118
1.6	Conclusion	118
2	Evaluation des coûts	120
2.1	Analyse des plantes	120
2.2	Analyse du sol	123
2.3	Coûts des différents scénarii	123
2.4	Conclusion	127
3	Critères décisionnels	128
3.1	Critères pour la sélection du système d’observation	128
3.2	Critères pour l’utilisation des résultats	130
3.3	Conclusion	132
 IV Bilan des éléments traces métalliques dans le sol		135
4	Synthèse bibliographique	137
4.1	Apports en éléments traces métalliques	137
4.2	Exports en éléments traces métalliques	140
5	Application à la Région wallonne	142
5.1	Apports en éléments traces métalliques	142
5.2	Exports en éléments traces métalliques	151
5.3	Conclusion	160
 Conclusion		162
 Délivrables produits dans le cadre de la convention VALMO		
II		164
 Annexe I : Participants à la journée d’étude		III

Annexe II : Estimation du fond géogénique en Région wallonne	V
Annexe III : Recommandation d'échantillonnage pour les terres agricoles polluées.	VII
Annexe IV : Valeurs critiques et normales en ETMs dans les plantes selon la législation ou des ordonnance pour l'alimentation.	IX
Annexe V : Détermination des parcelles du système d'observation sur base des zones calaminaires.	XIII
Annexe VI : Mobilité et teneurs attendues des ETMs pour les sols agricoles wallons.	XVII
Annexe VII : Laboratoires d'analyse d'échantillons de plantes et sols en Région Wallonne et coûts associés	XXIII
Annexe VIII : Produits phytosanitaires contenant du cuivre et du zinc	XXV
Annexe IX : Influence de θ et ρ sur le lessivage des ETMs	XXVII
Annexe X : Prévion du lessivage du cadmium dans les zones à risque potentiel	XXIX
Annexe XI : Estimation des exports en ETMs par érosion	XXXI

List of Figures

1	Diagramme décisionnel de l'outil Decisol pour une unité de gestion sélectionnée préalablement .	6
2	Percentile 90 du Cadmium. Il y a une probabilité de 10% de retrouver ces concentrations dans le sol	7
3	Diagramme synthétique de la méthodologie	8
4	Facteur Pollution pour le cadmium	9
5	Relation entre le facteur Ca et la teneur en carbone organique du sol	10
6	Relation entre le facteur T et le pourcentage en argile moyen du profil	11
7	Facteur A en fonction du pH utilisé dans Mailänder and Hämmann [2005] (a) et Valmo I et ce projet (b).	13
8	Facteur C pour différentes cultures	16
9	Concentrations en cadmium dans l'herbe (mg/kg de matière sèche) en fonction des concentration dans le sol (mg/kg de matière sèche). La ligne en pointillé représenté la valeur à ne pas dépasser dans l'herbe selon les normes européennes (Source : Smolders et al. [2006]).	36
10	Erreurs de mesures et d'échantillonnage intervenant dans le résultat de l'analyse (Source : OFEFP [2003])	63
11	Stratégie d'échantillonnage et de réduction des échantillons (Source : OFEFP [2003])	64
12	Questions utiles pour formuler les hypothèses de travail (Source : OFEFP [2003]).	65
13	Points à prendre en compte pour établir le programme d'étude (Source : OFEFP [2003]).	67
14	Illustration de schémas d'échantillonnage probabiliste appliqués à l'échantillonnage spatial (Source : Back [2001]).	68
15	Critères à prendre en compte pour la répartition des points de prélèvement utiles aux études à long terme et aux études de référence (Source : OFEFP [2003]).	72
16	Données concernant l'exploitation et utiles à la détermination des strates (Source : OFEFP [2003]).	73
17	Schéma régulier simple (Source : Midwest Laboratories INC.).	74
18	Schéma en diamant (a) et non aligné (b) (Source : Midwest Laboratories INC.).	75
19	Critères à prendre en compte pour l'implantation locale des points de prélèvement utiles aux études à long terme et aux études de référence (Source : OFEFP [2003]).	76
20	Domaine et limites d'utilisation des instruments pour le prélèvement (Source : OFEFP [2003]).	83
21	Probabilité de faire des erreurs de classification du sol sur base de la représentativité de la procédure d'échantillonnage (Source : Boudreault et al. [2012]).	87
22	Comparaison des teneurs attendues du sol par rapport aux différents seuils : valeurs seuil et d'intervention du GRER (VS et VI) et limites inférieures et supérieures (LI et LS).	98

23	Comparaison de la localisation des zones calaminaires (délimitation en bleu correspondant à une zone tampon de 3 km) avec les zones à fortes teneurs attendues en éléments traces métalliques selon Capasol (zones blanches). Cas du cadmium.	99
24	Comparaison de la localisation des zones calaminaires (délimitation en bleu correspondant à une zone tampon de 3 km) avec les zones sélectionnées pour le réseau d'observation (communes en roses et bleues)	100
25	Sélection des prairies pour le cadmium : dépassement de la valeur seuil du GRER et de la limite inférieure (zone rouge) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Amay, Engis, Flémalle et Saint-Georges-sur-Meuse). En noir épais, la délimitation des communes.	102
26	Sélection des prairies pour le cadmium : indices de mobilité élevés (parcelles délimitées en noir) dans des zones à teneur attendue relativement importante (zone orange) (commune de Saint-Georges-sur-Meuse). En vert, la délimitation des communes.	103
27	Zoom sur l'état général du dépassement de valeur seuil et d'intervention pour la Province de Liège.	104
28	Sélection des parcelles pour le cadmium : dépassement de la valeur seuil du GRER (> 1.5 ppm) (zone orange) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Amay, Engis, Flémalle et Saint-Georges-sur-Meuse). En bleu, la délimitation des communes.	105
29	Zoom sur l'état général du dépassement de valeur seuil du GRER et de la nouvelle valeur seuil (zone rouge) pour la Province du Luxembourg.	106
30	Sélection des parcelles pour le chrome : dépassement de la valeur seuil du GRER (17 ppm) et la limite inférieure (72.6 ppm) (zone orange) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Aubange et Messancy). En bleu, la délimitation des communes.	106
31	Sélection des parcelles pour le chrome : indices de mobilité les plus élevés (parcelles délimitées en noir) dans des zones à teneur attendue non négligeable (zone orange; de clair à foncé = teneur attendue du sol croissante) (Province du Brabant wallon). En vert, la délimitation des communes et en noir gras, la limite provinciale.	107
32	Sélection des parcelles pour le nickel : dépassement de la valeur seuil du GRER (53 ppm) (zone orange) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Aubange et Messancy). En bleu, la délimitation des communes.	108
33	Sélection des parcelles pour le plomb : indices de mobilité les plus élevés (délimitation noire) dans des zones à teneur attendue non négligeable (zone orange) (commune de Mont-de-l'Enclus). En bleu, la délimitation des communes.	110
34	Sélection des parcelles pour le plomb : dépassement de la valeur seuil du GRER (27 ppm) (zone orange) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Engis et Saint-Georges-sur-Meuse). En bleu, la délimitation des communes.	111
35	Sélection des prairies pour le zinc : dépassement de la valeur seuil du GRER (zone orange) et avec un indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Chaudfontaine, Fléron, Olne et Trooz). En bleu, la délimitation des communes.	111

36	Communes en Région wallonne considérées dans le système d'observation des sols selon les ETMs ; en <i>rouge</i> pour le cadmium, en <i>mauve</i> pour le cadmium et le plomb, en <i>bleu</i> pour le plomb, en <i>jaune</i> pour le chrome, en <i>vert</i> pour le chrome et le nickel et en <i>gris</i> pour le zinc.	112
37	Répartition des flux en différents ETM entre les engrais minéraux, engrais de ferme et matières exogènes (Source : Contasol [2012]).	145
38	Formule chimique du Mancozèbe.	147
39	Bilan hydrique moyen annuel sur 20 ans (1988-2008) par maille de 10 km x 10 km de la base de données météorologiques B-CGMS pour la Wallonie (Belgique méridionale) (Source : Bah et al. [2011]).	155
40	Evaluation du coefficient de partition, K_D pour le cadmium (L/kg) sur base des équations du GRER et des données en Région wallonne pour les cultures (a) et les prairies (b).	156
41	Evaluation ds quantités minimales (a) et maximales lessivées en cadmium (g/ha.an) pour les cultures (haut) et les prairies (bas) sur base, respectivement, du flux d'eau minimal et maximal en Région wallonne	157
42	Encodage manuel des valeurs de pH et MO dans le cadastre agricole.	166
43	Copie du shapefile pour chaque ETM	167
44	Créer une itération du modèle pour l'ensemble des ETMs	167
45	Ajout de champs au shapefile.	168
46	Localisation du changement de nom des champs dans le Model Builder si les entrées du modèle sont différentes.	168
47	<i>Make Feature Layer</i>	169
48	Opérations sur le premier <i>Make Feature Layer</i>	169
49	Propriété de la variable : série de valeurs. Exemple pour la variable <i>name</i>	169
50	Opérations sur le deuxième <i>Make Feature Layer</i>	170
51	Opérations sur le troisième <i>Make Feature Layer</i>	171
52	Répartition des sites calaminaires en Région wallonne (Source : Liénard et al. [2011]). . . .	XIV
53	Description de la méthodologie utilisée pour définir les plans d'échantillonnage en zones calaminaires (Source : Liénard et al. [2011]).	XIV
54	Comparaison de la zone tampon de Liénard et al. [2011]) (gauche) et de la zone tampon donnée via les localisations de Graitson [2005] (droite) pour le site de Sclaigneaux. En vert foncé les forêts (non considérées dans la zone tampon via Graitson [2005]), en vert clair les prairies et en beige les cultures. En noir la délimitation de la zone tampon, en orange des points de repère pour la comparaison des deux zones.	XV
55	Comparaison des zones calaminaires (zones tampon de 3 km délimitées en bleu) avec l'indice mobilité (de vert à rouge, respectivement de faible à élevé) en Région wallonne. Cas du cadmium.	XVI
56	Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en cadmium , pour les prairies. En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS du GRER; en rouge, dépassement de la VS du GRER et de la limite inférieure. . . .	XVII
57	Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en cadmium , pour les cultures. En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS et VI du GRER (de clair à foncé = teneur attendue du sol croissante).	XVIII

58	Indice de mobilité (facteur A) pour le cadmium en Région wallonne.	XVIII
59	Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en chrome . En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS et VI du GRER (de clair à foncé = teneur attendue du sol croissante); en rouge, dépassement de la VS du GRER et de la limite inférieure.	XIX
60	Indice de mobilité (facteur A) pour le chrome en Région wallonne.	XIX
61	Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en nickel . En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS du GRER.	XX
62	Indice de mobilité (facteur A) pour le nickel en Région wallonne.	XX
63	Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en plomb . En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS du GRER (de clair à foncé = teneur attendue du sol croissante).	XXI
64	Indice de mobilité (facteur A) pour le plomb en Région wallonne.	XXI
65	Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en zinc . En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS du GRER.	XXII
66	Indice de mobilité (facteur A) pour le zinc en Région wallonne.	XXII
67	Zones à lessivage en cadmium a priori élevé avec un lessivage de 0.08 à 0.14 g/ha.an (jaune), de 0.14 à 0.2 g/ha.an (orange) et de 0.2 à 0.5 g/ha.an (rouge). Les zones délimitées en noires représentent les parcelles agricoles présentes en Région wallonne	XXX

List of Tables

1	Bornes inférieures (BI) et supérieures (BS) pour les relations entre les teneurs attendues du sol en éléments traces (ppm) et le facteur P	8
2	Evaluation du facteur T en fonction de la CEC et de la texture du sol	11
3	Evaluation du facteur T en fonction du sigle de texture de la carte des sols (données du projet Meta-Pearl.)	12
4	Classification de la mobilité des ETM en fonction de leurs sensibilités au pH du sol selon Barančíková et al. [2004]	12
5	Facteurs de conversion moyens retenus pour Valmo I	13
6	Equations de type polynomiale pour prédire le facteur A sur base du pH_{KCl} avec $x=pH$. Si $A<0$, $A=0$	14
7	Facteur de pondération et importance supposée (de ++ (forte) à – (faible)) des facteurs pH, C_{org} et texture en fonction de l'ETM considéré	14
9	Seuil de concentrations entraînant le classement en vulnérabilité élevée	17
8	Vulnérabilité selon le critère de menace potentielle (P+M)	17
10	Hypothèses sous-jacentes aux seuils du décret sol pour les usages de type I, II et III pour les paramètres propres au transfert d'ETMs (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques - Annexe B3).	25
11	Hypothèses sous-jacentes aux seuils du décret sol pour les usages de type I, II et III pour les paramètres d'exposition des cibles (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques - Annexe B3). E = Enfants, A = Adultes.	26
12	Comparaison des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) du GRER pour les nappes (usage de type II uniquement) par rapport aux teneurs attendues maximales retrouvées en Région wallonne (C_{max}) (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques et Capasol). $SA > VS$ et $SA > VI$ = Surface agricole en Région wallonne dépassant respectivement les valeurs seuils et d'intervention. Les valeurs seuils et d'intervention ont été calculé pour le K_d donné par le GRER à un pH de 6.1	27
13	Comparaison des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) du GRER pour les écosystèmes (usage de type II uniquement) par rapport aux teneurs attendues maximales retrouvées en Région wallonne (C_{max}) (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques et Capasol). $SA > VS$ et $SA > VI$ = Surface agricole en Région wallonne dépassant respectivement les valeurs seuils et d'intervention.	28

14	Détails des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) du GRER pour les écosystèmes (usage de type II) en fonction des voies de contamination considérées (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques - Partie D). Les cellules grisées correspondent aux valeurs inférieures aux concentrations de fond et donc potentiellement problématiques.	29
15	Valeur des facteurs ageing/leaching (A/L) par éléments traces métalliques (Source : Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER)). nd = non déterminé.	30
16	Correction des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) pour le Ni et le Zn selon les facteurs de ageing/leaching.	31
17	Pourcentage de terre ingérée (%) lors de la pâture (consommation directe) ou par souillure terreuse du fourrage (herbe de fauche ou foin). (Source : Mailänder and Hämmann [2005]).	35
18	Résultats des limites inférieures en cadmium (ppm) (VS_E) à ne pas dépasser dans les sols agricoles selon les concentrations totales en Cd retrouvées dans les plantes (C_{max}), le pourcentage de terre ingérée (PTI), et pour une teneur maximale autorisée dans les fourrages de 1.12 ppm. Les cellules en gris foncé représentent les seuils qui sont au-dessus des teneurs atténuées maximales en cadmium trouvé pour les sols agricoles wallons (8.1 ppm) et en gris clair les seuils qui sont au-dessus de 2.1 ppm (= seuil pour lequel moins de 1% des terres agricoles en Région wallonne sont concernées selon les données Capasol). Les concentrations maximales des plantes correspondent soit au percentile 90 (a), soit à la médiane (b) des mesures effectuées par Smolders et al. [2006]. Les PTI 12.5% et 25% ne sont considérés que dans le cas de l'herbe puisqu'ils se réfèrent à de la consommation directe de terre lors du pâturage ce qui n'a pas de sens avec le maïs.	37
19	Synthèse : facteur de bio-concentration (BCF) retrouvés dans divers revues scientifiques. (Source : Steffen [2014])	38
20	Synthèse : facteur de bio-concentration (BCF) retrouvés dans divers revues scientifiques. (Source : Steffen [2014])	39
21	Résultats des valeurs seuils en Zinc (ppm) (VS_E) à ne pas dépasser dans les sols agricoles selon les BCFs des plantes et le pourcentage de terre ingérée (PTI), et pour des teneurs maximales autorisées dans les fourrages (TMF) de 150 (a) et 300 mg/kg de matière sèche (b). Les cellules en gris foncé représentent les seuils qui sont au-dessus des concentrations maximales en zinc trouvé en Région wallonne (570 ppm) et en gris clair les seuils qui sont au-dessus de 210 ppm (= seuil pour lequel moins de 1% des terres agricoles en Région wallonne sont concernées).	40
22	Comparaison des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) du GRER pour la santé humaine (usage de type I (TI), II (TII) et III (TIII)) par rapport aux teneurs attendues maximales retrouvées en Région wallonne (C_{max}) (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques et Capasol). $SA > VS$ et $SA > VI$ = Surface agricole en Région wallonne dépassant respectivement les valeurs seuils et d'intervention. Les valeurs entre parenthèses excèdent largement les gammes de concentrations courantes rencontrées en Région wallonne.	41

23	Comparaison des hypothèses entre les modèles S-RISK et RISC-Human pour les usages de type II (TII) et III (TIII). * Le facteur de bio-accessibilité n'est pas considéré. La biodisponibilité pour l'homme est égale à la disponibilité du polluant dans le vecteur (aliment) utilisé pour l'élaboration de la valeur toxique de référence. VC = voies de contamination, AC = auto-consommation.	42
24	Hypothèses sous-jacentes aux scénarii testés dans S-RISK. Le sol standard correspond au sol généralement utilisé par le modèle S-RISK.	42
25	Résultats des valeurs seuils (ppm) déterminées sur base des scénarii testés dans S-RISK pour le Cd, Cr III et Pb. Les chiffres sans parenthèse correspondent à la valeur seuil pour un risque total de 1, les chiffres entre parenthèse correspondent à la valeur seuil pour un risque d'ingestion uniquement orale égal à 1.	43
26	Comparaison des hypothèses entre les modèles S-RISK et RISC-Human relatives aux poids moyens des enfants et adultes et à la contamination et consommation de viande. BTF = Facteur de transfert du sol vers la viande ((mg polluant/kg viande)/(mg polluant/j)). L'âge des enfants sous le modèle RISCH Human est de 7 ans, et sous S-RISK compris entre 3 à 10 ans. L'âge des adultes sous le modèle S-RISK est compris entre 18 à > 60 ans.	45
27	Concentrations maximales autorisées dans les sols compte tenu du taux d'ingestion de sol (IS) (Source : Bellenfant et al. [2012]) et des valeurs toxicologiques de référence (Source : US EPA (1995), RIVM (2001), OMS (2004), WHO (2015)) pour les différents ETMs. kg_{bw} = poids corporel en kilogrammes, m,s, et j = respectivement mois, semaine et jour. Hypothèses de poids corporel : Adultes (A) = 70 kg, Enfants (E) = 15 kg.	46
28	Nouvelles valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) à utiliser à la place des valeurs données par le GRER. Les cellules grisées foncées correspondent aux nouvelles valeurs calculées, tandis que les cellules blanches correspondent aux anciennes valeurs du GRER jugées suffisantes compte tenu des concentrations en Région wallonne. Les cellules gris clair indiquent que les valeurs seuils finales retenues pour le nickel et le zinc, basées sur les limites pour les écosystèmes, proviennent du type d'usage III.	49
29	Etat des programmes de cartographie des sols en Europe de l'Ouest (Source : King and Montanarella [2002]).	71
30	Nombre minimal d'observation nécessaire sur le terrain compte tenu du taux de plantes toléré dépassant les normes alimentaires (p), du degré de certitude accepté (DC) et du nombre d'observations pour lesquelles il y a un dépassement des normes (nbs DN).	88
31	Efficacité relative des méthodes d'échantillonnage en fonction du nombre de lieux d'échantillonnage (q) et du nombre de répétitions effectuées en chaque lieux (r). L'efficacité est donnée relativement à un échantillonnage dans un seul lieu avec une seule répétition (q et r = 1 ; efficacité relative = 100%). Les nombres entre parenthèse correspond au nombre d'observation totale (=r+q). Basé sur les Equations données par Dagnelie [2012].	90

32	Plantes et parties à analyser en fonction des éléments traces métalliques dépassant les valeurs seuil/d'intervention en Région wallonne, et normes maximales tolérées dans les aliments. C = mesure effectuée pour les cultures (grandes cultures et cultures maraichères), P = mesures effectuées pour les prairies (pâturage et cultures fourragères). ppm = mg/ kg de matière sèche, ppm _f = mg/ kg de matière fraîche. NE = normes européennes, NO = normes de l'OIALA/Blume dans Mailänder and Hämmann [2005], A = cfr Annexe IV. Les références en grises sont à considérer seulement dans le cas d'un changement de situation pour le Hg ou le Zn. Pour le plomb, le maïs est problématique seulement si il y a un risque pour le bétail, ce qui n'est pas le cas dans cette étude. Cette donnée est également grisée car elle n'est pas à considérer.	96
33	Indicateurs clés pour l'analyse de qualité du sol (Source : Arshad and Martin [2002]). Les termes en italique correspondent aux objectifs de cette étude. La précision sur l'objectif d'étude (1 ou 2) est également donnée. L'infiltration n'est pas utile à notre étude vu qu'elle ne correspond à aucun objectif de l'étude.	97
34	Synthèse des coûts liés à la prise d'échantillonnage et aux mesures en laboratoire (Source : notes personnelles du Centre de Michamps, Eurofins, SPB-Environnement, OPA et des laboratoires de la Province de Liège [2015]). Note : le mercure n'est pas considéré ici car il ne doit pas être analysé dans la présente étude. À titre indicatif, notons que son analyse est deux fois plus chère que les autres ETMs.	120
35	Coûts minimums d'analyse (€) pour une (a), deux (b), trois (c) et six (d) plantes avec, par zone à risque, 20, 35 et 50 échantillons de plantes, et 5, 10 et 20 parcelles d'étude correspondant au nombre d'échantillons pour les concentrations totales en ETM d'une part et les caractéristiques du sol (pH, % MO, % argile) d'autre part. Les frais d'échantillonnage et déplacement sont nuls.	124
36	Coûts maximums d'analyse (€) pour une (a), deux (b), trois (c) et six (d) plantes avec, par zone à risque, 20, 35 et 50 échantillons de plantes, et 5, 10 et 20 parcelles d'étude correspondant au nombre d'échantillons pour les concentrations totales en ETM d'une part et les caractéristiques du sol (pH, % MO, % argile) d'autre part. Les frais d'échantillonnage et déplacement sont non nuls.	125
37	Apports à considérer en fonction des ETMs. PA = Pas d'apport. (*) = sauf pour les amendements engrais.	138
38	Apport en ETMs moyen sur l'ensemble des communes en Région wallonne (g/(ha.an)) en considérant l'ensemble des fertilisants ou seulement la part due aux matières exogènes, et augmentation moyenne de la teneur en ETMs des sols après 100 années d'emploi des fertilisants totaux (%) (Source : projet Contasol).	145
39	Quantités d'ETMs apportées via l'irrigation correspondantes (g/ha.an) à trois teneurs en ETMs rencontrées dans les nappes en Région wallonne; la médiane (P50), le percentile 90 (P90) et la valeur de référence du GRER (VR) (Source : ?)	149
40	Quantités d'ETMs maximales et minimales (background) apportées via les retombées atmosphériques (g/ha.an) estimées sur base des données du réseau de surveillance de la qualité de l'air de l'ISSEP pour l'année 2004.	150
41	Valeurs en éléments traces attendues dans les produits agricoles (mg/kg de poids frais), rendements annuels des cultures pour la Région wallonne (t/ha) et quantités d'éléments traces extraites associées (g/ha.an) (Source : DGARNE [2010] et Mailänder and Hämmann [2005]).	152

42	Détermination de la valeur de K_D^* en fonction des ETMs. (Source : GRER - Annexe C.3.1)	153
43	Valeurs maximales (K_D max) et minimales (K_D min) de K_D^* (L/kg) pour chacun des ETMs pour une large gamme de conditions du sol.	154
44	Valeurs lessivées minimales (Q_{min}) et maximales (Q_{max}) attendues pour chacun des ETMs (g/ha.an). Pour les valeurs minimales, le K_D et le surplus de précipitation minimaux ont été utilisés. Pour les valeurs maximales, le K_D et le surplus de précipitation maximaux ont été utilisés. Dans les deux cas, les teneurs attendues maximales en éléments traces dans le sol ($Teneur_{max}$) (ppm) ont été utilisées.	155
45	Valeurs limites pour les quantités annuelles pouvant être apportées aux sols, sur base d'une moyenne de 10 ans (g/(ha.an)). La valeur du chrome (*) n'a pas été fixée par la directive, mais a été proposée par Barnat (2001) (Source : Projet Ultimo (2013))	161
46	Participants à la journée de validation de l'indice de vulnérabilité développé dans la convention VALMO I.	III
47	Comparaison du fond géogénique utilisé par le GRER avec les statistiques effectuées sur les teneurs géogéniques du projet Pollusol.	V
48	Recommandations d'échantillonnage pour les terres agricoles polluées selon les cas rencontrés (Source : OFEFP [2003])	VIII
49	Concentrations maximales autorisées dans les légumes et concentrations correspondantes dans les sols. (Source : Résultats du modèle S-RISK). Les cellules vides correspondent à une absence de données. Les cellules grisées correspondent aux concentrations critiques dans le sol qui sont inférieures aux concentrations maximales retrouvées en Région wallonne.	X
50	Concentrations habituelles rencontrées dans les légumes et sensibilité des plantes au prélèvement des ETMs (de 0 (peu sensible) à 2 (très sensible)). (Source : Mailänder and Hämmann [2005]). Les cellules vides correspondent à une absence de données.	XI
51	Liste non exhaustive des laboratoires d'analyse d'échantillons de plantes et sols en Région Wallonne et coûts associés	XXIII
52	Valeurs maximales (K_D max) et minimales (K_D min) de K_D^* (L/kg) pour chacun des ETMs pour une large gamme de conditions du sol.	XXVII
53	Valeurs de lessivage (g/ha.an) pour les zones (1 à 6 sur la Figure 67) orange à rouge, valeurs de K_D minimales (L/kg) et teneurs attendues maximales en cadmium (ppm) dans ces zones ainsi que la teneur attendue en cadmium dans l'eau porale (mg/L) sur base d'un rapport 0.4% obtenu par ?.	XXIX
54	Estimation des quantités des ETMs exportées via l'érosion (g/ha.an) sur base des teneurs attendues médianes en ETMs (ppm) (Source : Capasol) pour trois taux d'érosion (t/ha.an).	XXXI

Abbreviations

BCF

Facteur de bioconcentration.

BCGMS

Système belge de monitoring de la croissance des cultures.

BSAF

Facteur d'accumulation Biote-Sol.

CEC

Capacité d'échange cationique.

DER

District de l'espace rurale.

ETM

Eléments traces métalliques.

GDM

Gradient de diffusion en couche mince.

GRER

Guide de Référence pour l'Etude de Risque.

MO

Matière(s) organique(s).

NOEC

Non Observed Effect Concentration : concentration où aucun effet adverse ne peut être observé.

Rédox

Oxydo-réduction ou réaction d'oxydation et de réduction, réaction chimique au cours de laquelle se produit un échange d'électrons.

SAU

Superficie agricole utilisée.

Transect

Ligne virtuelle ou physique que l'on met en place pour étudier un phénomène où l'on comptera les occurrences.

UG

Unité de gestion.

Introduction

La valorisation des déchets étant une préoccupation des Services Publiques de Wallonie, il a été envisagé de valoriser diverses matières organiques sur les terres agricoles. Parmi ces matières organiques, se trouvent les boues des stations d'épurations. Or, ces dernières contiennent des éléments traces métalliques (ETMs) en proportion non négligeables qui pourraient nuire au fonctionnement du sol en tant qu'écosystème [Tripathy et al., 2014]. En effet, ?, entre autres, insistent sur le fait que la pollution en ETMs dans les sols agricoles peut mener à des dysfonctionnements au niveau du sol, à un prélèvement d'ETMs par les plantes avec pour conséquence de mauvais rendements, et nuire ainsi à la santé humaine en tant que individus à part entière dans la chaîne alimentaire. Il est donc vital de protéger le sol et d'assurer sa durabilité. La valorisation des boues sur les terres agricoles doit donc s'effectuer de manière durable. C'est-à-dire qu'elle permet au sol de continuer à exercer ses différentes fonctions dans les divers processus environnementaux (ex. cycle des éléments minéraux, régulateur climatique, régulateur de pollution) et agricoles. Le sol doit également être un habitat viable pour les espèces y vivant [Moolenaar et al., 1997, Arshad and Martin, 2002].

Pour gérer les sols de manière durable, il faut connaître au préalable les teneurs en ETMs déjà présentes dans les sols afin de voir si un ajout supplémentaire en ETMs via des boues d'épuration risque réellement de nuire au bon fonctionnement de cet écosystème et mener, in fine, des conséquences néfastes sur l'alimentation humaine [Tripathy et al., 2014]. Cependant, certaines études scientifiques montrent que les concentrations totales en ETMs dans le sol ne sont que faiblement représentatives des quantités réellement disponibles pour les plantes et organismes vivants de sol car les caractéristiques du sol telles que le pH, la texture du sol et le contenu en matière organique (MO) modifient la biodisponibilité des éléments du sol [Nahmani and Rossi, 2003]. Par conséquent, les effets des métaux lourds sur le fonctionnement du sol et la qualité des produits agricoles dépendent plus de la biodisponibilité en ETMs dans le sol que des teneurs totales en ETMs du sol. Cette biodisponibilité est fonction de plusieurs propriétés du sol dans un système relativement complexe [Nahmani and Rossi, 2003]. Par conséquent, évaluer le risque environnemental via, entre autres, l'apport de boues d'épuration doit se baser sur une étude plus poussée que l'évaluation pure et simple du stock de polluants du sol [Nahmani and Rossi, 2003].

Précédemment, la convention Valmo I a développé un indice de vulnérabilité afin de déterminer les sols pour lesquels les teneurs biodisponibles en ETMs sont néfastes pour l'écosystème et les sols pour lesquels, au contraire, la valorisation des boues peut s'effectuer sans problème. Dans la première partie de ce rapport, l'indice de vulnérabilité, tel qu'il a été défini lors de la convention Valmo I, est développé. Les

critiques de l'indice, obtenues lors d'une journée d'étude avec les experts du milieu, sont ensuite décrites. L'indice n'ayant pas été validé lors de la journée d'étude, d'autres pistes permettant la détection des zones à risque sont introduites. Finalement, l'implémentation de l'outil via un Model Builder est présentée.

La biodisponibilité en ETMs dans le sol varie spatio-temporellement [Moolenaar et al., 1997]. Capter cette variabilité est essentielle lors du calcul de l'indice de vulnérabilité afin de déterminer de manière précise si une terre agricole est apte à l'épandage ou non. Il y a donc un réel besoin d'implémentation d'un réseau de surveillance des sols permettant de capter, entre autres, cette variabilité. Cette nécessité est renforcée par le besoin de suivre la qualité des sols à travers le temps en Région Wallonne afin de pouvoir, ensuite, apporter des mesures appropriées aux situations rencontrées au sein de chaque parcelle agricole. De plus, la validation du modèle de l'indice de vulnérabilité requière des mesures de terrain. Ces dernières seront apportées via ce même réseau de surveillance des sols. Dans la deuxième partie de ce rapport, l'étude de faisabilité d'installation d'un réseau de surveillance des sols en Région wallonne est décrit. Il est composé de quatre parties : l'analyse des indicateurs utiles à la mesure de qualité du sol, le choix des parcelles d'étude, les paramètres à prendre en compte lors de l'échantillonnage (ex. nombre d'échantillons, profondeur d'échantillonnage), et les protocoles de mesures (pré-traitement des échantillons et analyses des données). Une revue bibliographique de ces quatre parties est d'abord réalisée, puis l'application au cas spécifique de la Région wallonne est effectuée. Les coûts associés à ce réseau sont finalement donnés.

L'impact de la valorisation de matières exogènes sur les teneurs en ETMs des sols agricoles ne peut s'estimer sans évaluer le bilan des éléments traces sur ces sols. Dans la troisième partie de ce rapport, une revue bibliographique est réalisée afin de répertorier les manières d'évaluer le bilan d'ETMs dans les sols. Ensuite, une méthodologie est suggérée pour le cas spécifique de la Région wallonne, en apportant des sources de données potentielle et des chiffres clé pour le territoire wallon.

Part I

Conception, validation et implémentation de l'indice de vulnérabilité du sol

1 Rappels de l'indice de vulnérabilité développé dans VALMO I

1.1 Contexte d'étude

Pour valoriser les matières organiques (ex. boues d'épuration) sur les terres agricoles, il faut considérer les directives européennes concernant la protection des sols, et plus particulièrement au regard de la contamination de ces derniers en éléments traces métalliques (ETMs). Dans cette optique, il est intéressant de posséder un outil qui permet de déterminer les zones à forte pollution en ETMs afin d'éviter de les contaminer d'avantage par l'incorporation de matières potentiellement contaminées.

Afin d'éviter des procédures lourdes et coûteuses de prélèvement et d'analyse des ETMs au sein de chaque parcelle agricole avant épandage, l'outil doit se baser idéalement sur des paramètres déjà disponibles et spatialisés à l'échelle de la Région wallonne (pH, teneur en C_{org} , etc.). Ces exigences sont reprises dans l'outil Decisol, en cours de développement. Grâce à cet outil, les agriculteurs peuvent faire une demande d'épandage pour une unité de gestion (UG) sélectionnée au préalable via un outil cartographique (ArcGis). Ensuite, sur base de plusieurs critères, la demande d'épandage aboutira ou non à la délivrance d'une attestation.

Le premier critère de cet outil consiste à regarder si l'UG se trouve dans des zones à contraintes environnementales (ex. Natura 2000) (Figure 1). Si c'est le cas, la demande d'épandage sera d'emblée refusée. Dans le cas contraire, les teneurs en ETMs du sol de l'UG seront analysées avant d'autoriser un éventuel épandage. L'analyse de teneurs en ETMs est basée sur les travaux de la convention Capasol qui a produit, entre autres, des cartes de teneurs attendues en ETMs dans les sols wallons (ex. Figure 2).

Cependant, de nombreuses études [ex. Sanchez-Hernandez, 2006] montrent que se baser uniquement sur une analyse chimique des constituants du sol ne rend pas bien compte du risque de toxicité du sol, à la fois pour les microorganismes, mais également pour les plantes qui y sont cultivées et les humains qui les consomment. Ainsi, un sol à faibles concentrations en ETMs mais avec biodisponibilité élevée peut être beaucoup plus toxique pour les plantes s'y trouvant qu'un sol à fortes concentrations en ETMs mais avec une relativement faible biodisponibilité. Au lieu de se baser sur les concentrations totales du sol en ETM, il faudrait plutôt veiller à introduire la notion de biodisponibilité en ETMs pour les plantes et les microorganismes du sol. C'est dans l'optique d'intégrer cette nuance que la convention Valmo I a vu le jour. Cette convention, en plus d'intégrer la notion de biodisponibilité, permet également de valoriser des données déjà disponibles à l'échelle de la Région wallonne

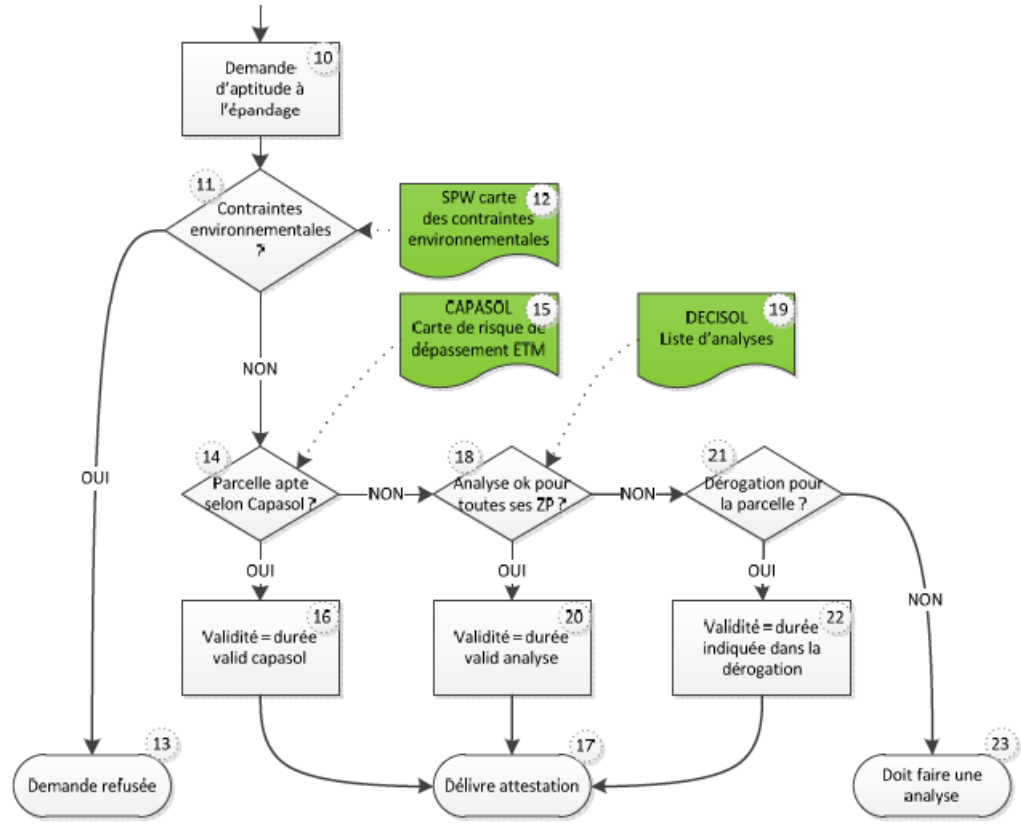


Figure 1: Diagramme décisionnel de l'outil Decisol pour une unité de gestion sélectionnée préalablement

(ex. prédiction des concentrations en ETMs du sol (Capasol), pH et teneur en C_{org} (Requasud)).

1.2 Indice de vulnérabilité

Dans le cadre de la convention Valmo I, un indice de vulnérabilité a été développé afin de tenir compte de l'interaction sol-plante et de la biodisponibilité des ETMs dans le sol. Cet indice a été conceptualisé sur base des recherches de Mailänder and Hämman [2005] pour l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) en Suisse. Il consiste en la somme de 3 facteurs (Equation 1) :

$$I_m = P_m + M_m + C_m, \quad (1)$$

Avec I_m , l'indice de vulnérabilité pour l'ETM m ; et P_m , M_m , et C_m respectivement les facteurs Pollution, Mobilité, et Culture pour l'ETM m .

L'indice est basé sur une échelle de 0 à 20, avec un indice de 0 lorsque le sol est peu vulnérable et un indice de 20 lorsqu'il est fortement vulnérable. Le facteur Pollution (P) intervient pour 12 points dans l'indice de vulnérabilité, le facteur

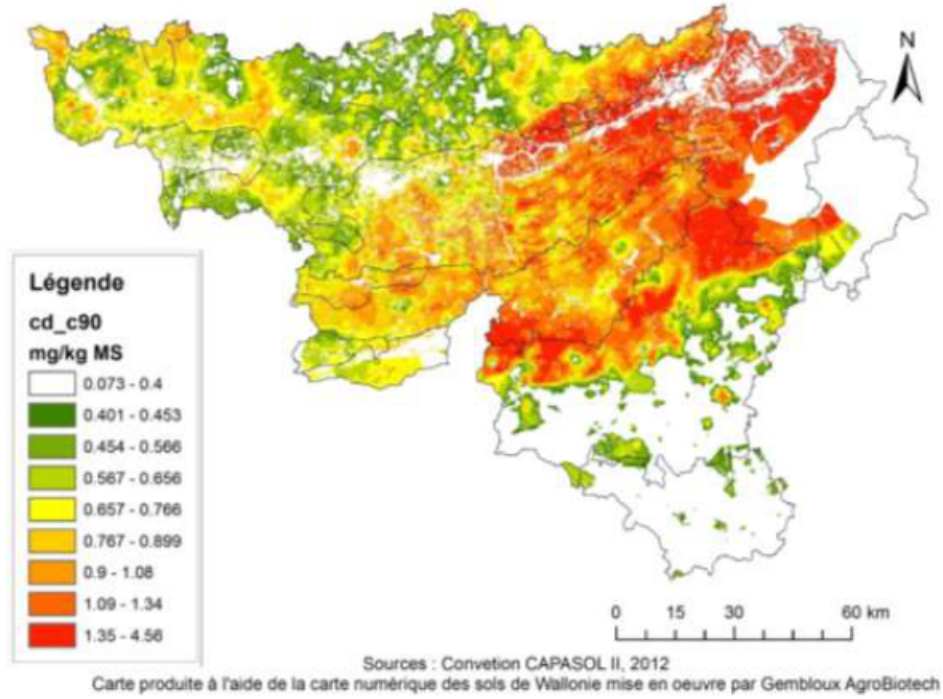


Figure 2: Percentile 90 du Cadmium. Il y a une probabilité de 10% de retrouver ces concentrations dans le sol

Mobilité (M) pour 6 points et le facteur Culture (C) pour 2 points uniquement. Le poids des différents facteur dans l'équation est fonction de leur importance et des incertitudes liées à leur définition. L'évaluation des facteurs P, M et C se base sur des valeurs d'entrée représentatives de la région d'analyse (ex. pH, concentrations en ETMs) et permet de définir, *in fine*, le degré de vulnérabilité du sol (Figure 3). Chacun de ces facteurs sera analysé plus en détails dans la suite de ce document.

Il est à noter que l'indice de vulnérabilité, de par sa conception, est un outil de classification des sols en fonction de leur degré de vulnérabilité. Il s'agit d'un indicateur qualitatif et non quantitatif. De plus, bien que l'indice considère que les différents facteurs d'entrée sont indépendants (somme de ceux-ci), cette indépendance n'est pas vérifiée dans la réalité.

1.2.1 Facteur P

Le facteur Pollution pour un élément trace donné m (P_m) est donné par l'Equation 2.

$$12 * \frac{Conc_{sol} - Valeur_{seuil}}{Valeurd'intervention - Valeur_{seuil}} \quad (2)$$

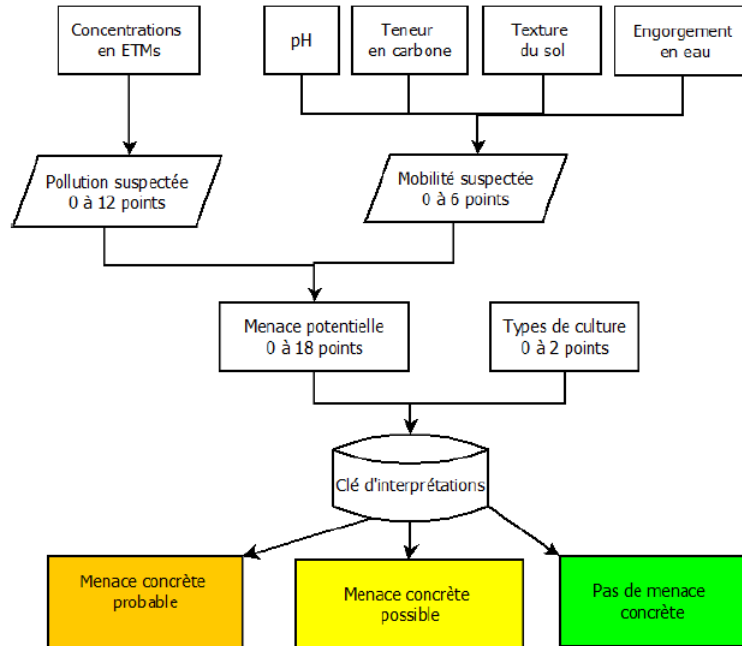


Figure 3: Diagramme synthétique de la méthodologie

Avec $Conc_{sol}$ la concentration mesurée dans le sol ou prédite par krigeage, *Valeur seuil* la concentration à partir de laquelle, selon l'état des connaissances, les organismes du système sol-plantes peuvent être menacés, et *Valeur d'intervention* la concentration à partir de laquelle, selon l'état des connaissances, les organismes du système sol-plantes sont forcément menacés et correspondant à la plus basse NOEC (Non Observed Effect Concentration) ou PNEC.

Table 1: Bornes inférieures (BI) et supérieures (BS) pour les relations entre les teneurs attendues du sol en éléments traces (ppm) et le facteur P

	BI	BS
Cd	0.4	2
Cr	5.9	88
Cu	2.7	75
Hg	1	2
Ni	11	63
Pb	16.7	92
Zn	21	117

Le facteur P, de par sa définition, possède une allure linéaire entre la borne inférieure et la borne supérieure (ex. Figure 4 pour le cadmium).

Les bornes inférieures et supérieures utilisés pour les ETMs d'intérêt de cette étude (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn) sont reprises au Tableau 1. Ces bornes ont été déterminés sur base de plusieurs études d'écotoxicologie et de PNEC existantes. Pour plus de détails sur ces études, se référer aux section 2 et 3 du rapport final Valmo I. Les teneurs attendues en ETMs du sol sont, quant à elles, obtenues via le travail réalisé lors de la convention Capasol.

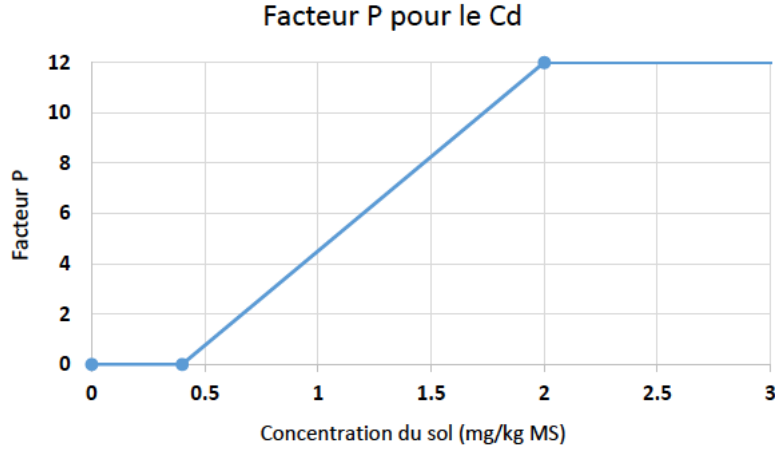


Figure 4: Facteur Pollution pour le cadmium

1.2.2 Facteur M

Le facteur Mobilité pour un élément trace donné m (M_m) est obtenu par l'Equation 3.

$$M_m = p_m * A_m + q_m * Ca + r_m * D + s_m * T, \quad (3)$$

Avec T le facteur de texture du sol, A le facteur du statut acido-basique du sol, Ca , le facteur de teneur en organique du sol, D le facteur de drainage du sol, et p_m , q_m , r_m , s_m , les coefficients pondérant l'importance de chaque facteur.

Facteur de drainage

Un changement de potentiel rédox du sol induit des changements de mobilité, et par conséquent de toxicité, des ETMs au sein du sol. Ces changements proviennent de changements au niveau du nombre d'oxydation de l'élément considéré et du nombre d'oxydation d'éléments se liants aux ETMs, ainsi que par la formation (complexation) ou dissolution de phases porteuses (ex. oxy-hydroxydes de Fe/Mn) libérant ainsi les ETMs associés à ces minéraux [Colinet, 2003].

Par ailleurs, le potentiel rédox du sol dépend fortement de l'engorgement de ce dernier. Afin de tenir compte du changement de mobilité des ETMs suite à une variation de potentiel rédox du sol, un facteur de drainage a donc été introduit dans le facteur de mobilité. Le facteur de drainage prend une valeur de 0.5 lorsque le sol est engorgé de manière permanente, et une valeur de 0 lorsque le sol ne l'est pas. Des cartes d'engorgement permanent, à l'échelle de la Région wallonne, sont obtenues via l'ULg, AgroBioTech. Pour plus de détails sur le rôle du drainage dans la mobilité des ETMs, se référer aux pages 21 à 24 du rapport final de Valmo I.

Facteur de teneur en carbone organique

La matière organique du sol joue un rôle primordial dans la mobilité des ETMs au sein du sol puisqu'elle a la capacité de complexer ces éléments de par ses nombreux sites d'absorption (la CEC à pH neutre est comprise entre 100 et 200 méq/100g). Elle les rend ainsi beaucoup plus mobiles. En effet, la rétention dans le sol des ETMs complexé est faible, et cette rétention est d'autant plus faible que la molécule organique complexante est petite et mobile. La nature de la matière organique est donc importante, mais, malheureusement, très peu de données sont disponibles à l'échelle de la Région wallonne quant à la qualité des matières organiques. Dès lors, le facteur dépendant de la matière organique, Ca, est évalué *uniquement* sur base de la teneur *totale* de carbone organique du sol.

Le facteur Ca prend est une fonction linéaire décroissante comprise entre deux bornes; 0,5 et 6 %MS (correspondant grosso modo aux valeurs minimale et maximale trouvées pour les terres agricoles wallonnes (prairies et cultures confondues)) (Figure 5).

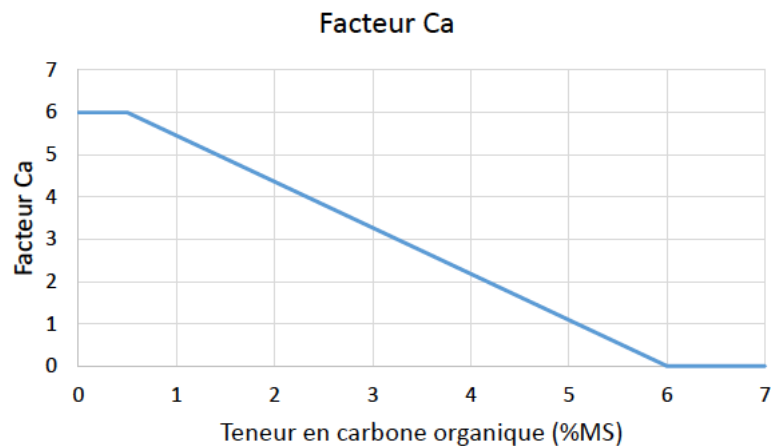


Figure 5: Relation entre le facteur Ca et la teneur en carbone organique du sol

Facteur de texture

Les constituants fins jouent également un rôle primordial dans la la capacité de rétention du sol. Cette dernière dépend fortement de la nature des constituants du sol. De manière générale, plus les fractions sont fines, plus la surface spécifique augmente et plus la capacité d'échange cationique s'en trouve augmenté [Bigorre et al., 2009]. Par conséquent, plus la teneur en argile du sol est élevée, moins les concentrations en éléments traces dans la solution porale et dans les végétaux sont élevées. Dès lors, la détermination du facteur T se base sur le pourcentage en argile moyen du profil du sol.

Tout comme le facteur Ca, le facteur T est une fonction décroissante comprise entre deux bornes, correspondant aux percentiles 10 et 90 du pourcentage en argile moyen sur le profil de sol, égales respectivement à 11.7 et 36.7 (Figure 6).

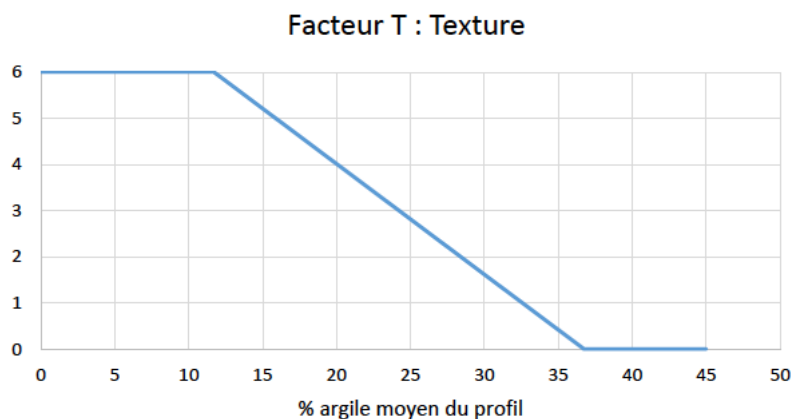


Figure 6: Relation entre le facteur T et le pourcentage en argile moyen du profil

Dans le cas où la teneur en argile n'est pas connue pour une parcelle agricole donnée, d'autres méthodes peuvent être utilisées. Premièrement, au lieu de se baser sur la teneur en argile du sol, l'agriculteur peut introduire, s'il la possède, la CEC de son sol (Tableau 2). Cependant, la CEC du sol prend en compte l'ensemble des charges (à pH 7) échangeables provenant à la fois des argiles et de la matière organique. Il y a donc redondance par rapport au facteur Ca. C'est pourquoi la détermination de la teneur en argile du sol est préférée à l'analyse de la CEC dans le cadre de cette étude.

Table 2: Evaluation du facteur T en fonction de la CEC et de la texture du sol

Valeur faible	Valeur moyenne	Valeur élevée
Texture grossière	Texture moyenne	Texture fine
$CEC < 12.7$	$12.7 \leq CEC \leq 22$	$CEC > 22$
$T = 6$	$T = 4$	$T = 2$

Deuxièmement, si ni la CEC, ni le pourcentage de texture du sol, ne sont disponibles pour une parcelle agricole donnée, le facteur T peut être déterminé soit via le sigle textural (données de Meta-Pearl reprises au Tableau 3), soit par essais simples (formations de boudins, etc.) permettant de classer la texture en trois catégories; grossière, moyenne, fine (Tableau 2).

Facteur du statut acido-basique du sol

Les ETMs sont particulièrement solubles aux pH extrêmes via la dissolution de

Table 3: Evaluation du facteur T en fonction du sigle de texture de la carte des sols (données du projet Meta-Pearl.)

Sigle texturale CNSW	Argile moyenne (%)	Facteur T
Z	1.6	6
S-Z	3.4	6
S	5.2	6
P	9.5	6
A-S	11.9	5.9
S-G	14.9	5.2
L	15.4	5.1
A-G-S	16.2	4.9
E-L-S	17.2	4.7
A-L	17.4	4.6
A	18.6	4.3
G-L	20.0	4
A-G	21.6	3.6
L-E	23.3	3.2
G	24.7	2.9
(G)	24.7	2.9
A-E	24.9	2.8
A-S-U	25.1	2.8
S-U	28.3	2
E	31.1	1.3
A-U	35	0.4
U	51.4	0

nombreux minéraux et la neutralisation des sites de surface chargés négativement (pH acide) ou via la mise en solution de certains ETMs sous forme d'hydroxydes et l'accroissement de la stabilité des complexes organo-métalliques solubles (pH basique). La sensibilité de la mobilité d'un élément par rapport au changement de pH dépend fortement de l'ETM considéré [ex. Barančíková et al., 2004, Dijkshoorn et al., 1981] (Tableau 4).

Table 4: Classification de la mobilité des ETM en fonction de leurs sensibilités au pH du sol selon Barančíková et al. [2004]

ETM	Gamme de pH KCl où la mobilité est la plus grande
Hg	Très peu sensible au pH
Pb	Peu sensible au pH
Cd, Cr, Ni, Zn	< 5
Cu, As	< 4.5 et > 7

De manière générale, la mobilité des ETMs suit une courbe en U par rapport au pH [ex. Tyler and Olson, 2001]. Les relations utilisées dans la convention VALMO I pour déterminer la fonction en U pour chaque ETM se basent sur les valeurs de Mailänder and Hämmann [2005].

Etant donné que les valeurs de Mailänder and Hämmann [2005] ont été déterminées via le pH CaCl_2 et que les données de pH pour la Région wallonne sont

Table 5: Facteurs de conversion moyens retenus pour Valmo I

Gamme de pH	pH $\text{CaCl}_2 \rightarrow$ pH KCl	pH eau $\rightarrow$ pH KCl
≤ 4	- 0.25	- 0.75
$4 < \text{pH} < 7$	- 0.125	- 0.5
≥ 7	0	- 0.25

données en fonction du pH KCl (données de Requasud), il a fallu déterminer au préalable une relation permettant de passer du pH CaCl_2 au pH KCl. Des équations polynomiales ont été déterminées sur base des travaux de WISE (Tableau 5).

Les valeurs du facteur A en fonction du pH utilisées par Mailänder and Hämmann [2005] et dans la convention Valmo I sont reprises à la Figure 7. Le passage des valeurs de Mailänder and Hämmann [2005] à celles utilisées dans la convention Valmo I a été sujet à quelques modifications pour tenir compte de la spécificité des sols wallons et pour intégrer les résultats de certaines études (ex. augmentation des concentrations de Cd, Cr et Ni à des pH élevés selon Tyler and Olsson [2001]). Ces valeurs ont ensuite été intégrés dans des équations polynomiales afin de faciliter le calcul pour la cartographie (Figure 6).

	pH CaCl_2										
Polluants	2.5	3	3.5	4	4.5	5	5.5	6	6.5	7	7.5
Cd	5	5	4	4	3	2	2	1	1	0	0
Cr	4	4	3	2	1	1	0	0	0	0	0
Cu	4	4	3	2	1	1	0	0	0	1	2
Hg	4	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0
Ni	5	4	4	3	2	2	1	1	0	0	0
Pb	4	3	2	1	0	0	0	0	0	1	1
Zn	5	4	4	3	2	2	1	1	0	0	0

(a) Mailänder and Hämmann [2005]

pH KCl	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
2.25	6	6	6	6	6	6	6
2.75	6	6	6	4.5	4.8	4.5	4.8
3.25	4.8	4.5	4.5	3	4.8	3	4.8
3.75	4.8	3	3	1.5	3.6	1.5	3.6
4.375	3.6	1.5	1.5	0	2.4	0	2.4
4.875	2.4	1.5	1.5	0	2.4	0	2.4
5.375	2.4	0	0	0	1.2	0	1.2
5.875	2.4	0	0	0	1.2	0	1.2
6.375	1.2	0	0	0	0	0	0
6.875	1.2	1.5	1.5	0	1.5	0	0
>7.0	2.4	3	3	1.5	1.2	1.5	0

(b) Valmo I

Figure 7: Facteur A en fonction du pH utilisé dans Mailänder and Hämmann [2005] (a) et Valmo I et ce projet (b).

Pondération des facteurs

L'importance des facteurs, présentés précédemment, sur la mobilité des ETMs dans le sol dépend fortement de l'ETM considéré. Par exemple, le Zn a une affinité plus grande pour les phyllosilicates et moins importante pour les matières organiques solides. Dès lors, son facteur de mobilité est plus lié à la variation de pH (facteur A) et à la texture (facteur T) qu'au taux de matières organiques dans le sol (facteur Ca). Par conséquent, sur base de l'importance supposée des facteurs influençant la

Table 6: Equations de type polynomiale pour prédire le facteur A sur base du pH_{KCl} avec $x=pH$. Si $A<0$, $A=0$.

Cd	$y = 0.0137 x^6 - 0.03328 x^5 + 3.266 x^4 - 16.428 x^3 + 44.124 x^2 - 60.216 x + 38.988$
Cr et Cu	$y = 0.2456 x^3 - 2.8678 x^2 + 8.6034 x - 1.4993$
Hg	$y = 0.0132 x^6 - 0.3226 x^5 + 3.0838 x^4 - 14.549 x^3 + 35.303 x^2 - 44.046 x + 29.93$
Ni	$y = 0.0662 x^6 - 1.7959 x^5 + 19.765 x^4 - 112.8 x^3 + 351.47 x^2 - 567.44 x + 376.72$
Pb	$y = 0.0132 x^6 - 0.3226 x^5 + 3.0838 x^4 - 14.549 x^3 + 35.303 x^2 - 44.046 x + 29.93$
Zn	$y = 0.0382 x^6 - 1.0501 x^5 + 11.705 x^4 - 67.629 x^3 + 213.2 x^2 - 348.61 x + 236.96$

mobilité, des facteurs de pondération ont été déterminés pour chaque élément trace (Tableau 7).

Table 7: Facteur de pondération et importance supposée (de ++ (forte) à – (faible)) des facteurs pH, C_{org} et texture en fonction de l'ETM considéré

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Ponderation M_m							
p (pour A_m)	2.5/6	1.5/6	2/6	0.5/6	2.5/6	1/6	1.5/6
q (pour Ca)	2/6	2.5/6	2.5/6	4/6	2/6	3.5/6	1/6
r (pour D)	1/6	1.5/6	1/6	1/6	1/6	1/6	3/6
s (pour T)	0.5/6	0.5/6	0.5/6	0.5/6	0.5/6	0.5/6	0.5/6
Importance supposée							
pH	++			–	++	–	
% C_{org}	+	+	+	++		++	
Texture		+					++

1.2.3 Facteur C

Le facteur Culture est décrit en trois modalités sur base de la capacités des organes consommés à accumuler des ETMs : 0 (peu accumulateur), 1 (moyennement accumulateur) et 2 (fortement accumulateur). Plus ce facteur est élevé, plus la vulnérabilité est grande. Les travaux de Mailänder and Hämmann [2005] ont servi de base pour l'établissement des valeurs de ce facteur. Ils ont été complétés avec les résultats d'autres études existantes [ex. Cambier et al., 2009, Cobb et al., 19, Smolders et al., 2006, Bunzl et al., 2001] pour tenir compte du fait que le type d'ETM, l'espèce cultivée et même le cultivar analysé vont influencer fortement la quantité accumulée dans les végétaux. Pour plus de détails sur ces études complémentaires, se référer aux pages 39 à 66 du rapport final Valmo I.

De manière générale, les études relatives à ce sujet se basent sur le facteur de bio-concentration exprimant le rapport entre les concentrations dans une composante de l'environnement (ex. le sol) et l'organisme étudié (Equation 4). Les valeurs

reportées dans la littérature pour ces BCF peuvent être très variables, pouvant couvrir plusieurs ordres de grandeur. Cette variabilité est en partie liée à la profondeur d'échantillonnage du sol qui influence fortement les teneurs mesurées. En général, les analyses de terre sont effectuées pour les 20 premiers centimètres du sol bien que des échantillonnages par horizon peuvent aussi être effectués.

$$BCF = \frac{Teneur_{organisme}}{Teneur_{sol}}, \quad (4)$$

Étant donnée la grande variabilité rencontrée dans les différentes études, la classification des plantes selon leur degré d'accumulation est difficile et est la plupart du temps effectuée de manière qualitative, sans méthodologie bien définie. Afin de classer les différentes plantes analysées dans la littérature dans une des trois classes du facteur C (Figure 8), la méthodologie suivante a été mise au point :

1. Ajuster une distribution de probabilité au BCF médian par élément.
2. Définir les limites (percentiles 25 et 75).
3. Toutes valeurs médianes inférieures au percentile 25 possèdent un facteur C de 0. Toutes valeurs supérieures au percentile 75 possèdent un facteur C de 2. Les valeurs intermédiaires ont un facteur C est fixé à 1.

Les percentiles de 25 et 75 ont été sélectionnés afin de mieux mettre en évidence les cultures avec une très faible ou très forte capacité de transfert que les percentiles 33.3 et 66.6. La médiane, quant à elle, est utilisée afin de prendre une valeur moyenne moins sensible à certaines valeurs extrêmes. Dans le cas où une culture a été étudiée à plusieurs reprises, la valeur du facteur C la plus grande est retenue.

Schématiquement, l'ordre de phytodisponibilité est : $Cd > Zn > Cu > Hg$ (mais souvent avec des concentrations très faibles dans le sol) $\gg Ni > Pb > Cr$. Il est à noter que de nombreuses données sont disponibles au niveau des productions horticoles ou jardins de particuliers à l'inverse des grandes cultures. Une étude plus approfondie de ces dernières serait donc intéressante pour avoir des résultats robustes.

Cas particulier du Chrome

Peu de données sont satisfaisantes pour dériver des facteurs de bioconcentration du chrome. De plus, le chrome a une faible propension à être prélevée par les plantes. Le facteur C pour cet élément n'est, dès lors, pas pris en compte dans cette étude, et l'indice de vulnérabilité s'y référant sera uniquement basé sur le facteur Pollution et Mobilité. Plus de détails page 52 du rapport final Valmo I.

Plantes fourragères	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Fruits et légumes	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Brome			1				Bette	2	1		1	1	2
Dactyle	1	1		1	1	1	Carotte	2	1	2	1	2	1
Prairies	1	1	1		2	1	Choux autres que chou-fleur	1	0	1	1	2	1
Luzerne	2	2		2	2	2	Chou-fleur		0		1	1	2
Maïs ensilage	1	1			2		Endive	2		1		2	
Ray-grass angl.	1		2		0	1	Epinard	2		0		1	
Trèfle blanc	0	1		1	1	1	Haricot	0	1		2	0	2
Grandes cultures							Laitues	2	2	2	2	2	1
Avoine	2	1	1	0	0	1	Oignons	1	0		1	1	1
Betterave sucrière	2	2	1		2	1	Pissenlit	2	1		0	1	1
Blé	1	1	0	0	0	1	Poireau	2	2	2	1	1	2
Chicorée	2						Pomme	0		1		1	0
Colza	0	0			2	2	Radis	2		0		2	0
Epeautre	1				2		Tomates	1	2	0	1	1	2
Maïs grain	0												
Orges	0	2	1	0	0	2							
Pois	0	2		1	0	1							
Pomme de terre	1	2	1	1	1	1							
Seigle	1	0		0		2							
Tabac	2												
Triticale	1	2		0		2							
Topinambour	2												
Tournesol	2	0			1	1							

Figure 8: Facteur C pour différentes cultures

1.2.4 Clé d'interprétation

Afin de simplifier l'interprétation de l'indice de vulnérabilité, une clé permet de classer l'indice en trois catégories de vulnérabilité, de basse à élevée.

Un sol à vulnérabilité élevée est un sol où :

- $M_m + P_m$ (= menace potentielle) > seuil fixé (cfr Tableau 8)
- Concentration du sol > concentration limite fixée (cfr Tableau 9)

Le premier critère permet d'inclure, entre autres, des sols où les concentrations en ETMs sont relativement faibles, mais où la mobilité des ETMs au sein du sol

est importante. En ce qui concerne le deuxième critère, le facteur Pollution étant plafonné à une valeur de 12, il n'est pas possible de détecter des sol à concentrations en ETMs sur simple base de l'indice de vulnérabilité. Le deuxième critère sert donc à inclure ces sols. Les seuils des Tableaux 8 et 9 sont tirés de la littérature [eg. Mailänder and Hämmann, 2005]. Pour plus de détails, se référer aux pages 82 et 83 du rapport final de Valmo I.

Table 9: Seuil de concentrations entrainant le classement en vulnérabilité élevée

ETMs	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Seuils (mg/kg MS)	200	150	4.4	200	200	200

Cas particulier du Cadmium

Etant donné que le Cd peut entrainer des problèmes au niveau des denrées alimentaires à des concentrations faibles, son seuil a été abaissé par rapport au seuil des autres ETMs. Cet abaissement permet par

la même occasion de se donner une marge de sécurité par rapport à la détermination du facteur P. De fait, le facteur P du Cd est le plus sensible et une erreur de 0.2 mg/kg entraîne une variation du facteur P de 1.52.

Table 8: Vulnérabilité selon le critère de menace potentielle (P+M)

Intitulé	Conditions
Vulnérabilité faible	$P + M < 12$ (sauf le Cd : < 8)
Vulnérabilité moyenne	$12 < P + M < 14$ (sauf le Cd : > 8 et < 12)
Vulnérabilité élevée	$P + M > 14$ (sauf le Cd : > 12) OU Dépassement des valeurs du Tableau 9

1.2.5 Résultats

L'indice de vulnérabilité, basé sur la méthode décrite précédemment, a mené à la production de cartes mettant en évidence les zones les plus vulnérables pour chaque élément trace métallique (cfr pages 95 à 106 du rapport final de Valmo I). Ces zones, selon les données actuelles disponibles, ont une répartition géographique relativement limitée (à l'exception du zinc). Les zones à vulnérabilité élevées sont des zones où le contrôle de garantie de conformité des denrées alimentaires et le monitoring à long terme du sol doivent se faire préférentiellement. Certaines recommandations agronomiques (chaulage, apports de matière organique, choix du type d'azote...) peuvent limiter les risques dans les zones touchés par des teneurs en éléments traces élevées. Dans le futur, il faudrait tester l'efficacité de ces recommandations.

1.3 Limitations de l'indice de vulnérabilité

L'approche développée dans ce rapport met en évidence les zones qui, *en moyenne*, sont plus vulnérables. Elle n'a pas de portée réglementaire dû aux incertitudes tant au niveau conceptuel qu'au niveau de la qualité des données d'entrées. Le choix de valeurs seuils d'écotoxicologie dans les sols est également fortement variable et induit, dès lors, aussi une incertitude sur la portée de cet outil. Il est conseillé de lire la section 2 des compléments du rapport Valmo I pour plus d'information.

Des éléments traces différents se comportent de manière différente dans un même sol et un élément en particulier peut avoir une mobilité variable dépendement du sol considéré [McBride, 2003]. Cette mobilité est décrite de manière simple avec des variables-clés facilement disponibles à l'échelle de la Région wallonne. Il faut néanmoins rappeler que cette mobilité est bien plus complexe. Certains mécanismes ont été occultés de la réflexion. La compétition, la co-précipitation, la quantification des phases porteuses autres que celles dépendantes de la texture et de la matière organique, la présence de carbonate de calcium et de sols basiques en sont des exemples.

Lors de l'établissement du facteur Culture, les valeurs de BCF ont montré une forte variabilité provenant, entre autres, du fait que les teneurs en éléments traces dans les plantes ne provient pas uniquement du sol, mais également de l'atmosphère. Dès lors, la faculté de prévoir les concentrations dans les végétaux n'est pas possible pour certains ETMs dont les apports sont majoritairement d'origines atmosphériques. Par ailleurs, il est à noter également que les grandes cultures ont été moins étudiées que les cultures maraichères et les sols urbains et qu'une étude approfondie de ces sols serait donc intéressante.

La majorité des sols wallons présentent des concentrations en moyenne peu dangereuses (surtout vrai pour le Cu et Hg). De manière générale, les facteurs de mobilité des ETMs sont assez faibles notamment grâce à un pH moyen relativement élevé et à des sols à texture assez fine. Il est nécessaire d'inciter sur cette notion de moyenne, car tant les concentrations en ETMs, que les propriétés physico-chimiques des sols sont fortement variables. La distribution verticale des concentrations en ETMs et des propriétés du sol peuvent également affecter leurs comportements et les risques associés. Par ailleurs, les données normales des teneurs en ETM des plantes sont basées sur des analyses Suisse. Elles devraient être réalisées sur des valeurs belges.

2 Validation de l'indice de vulnérabilité par des experts

Afin de valider l'indice de vulnérabilité développé dans la convention précédente, une journée d'étude a été réalisée avec plusieurs experts du domaine (liste des participants à l'Annexe I). Les critiques évoquées lors de cette journée sont résumées ci-dessous.

2.1 Critiques de la méthodologie

2.1.1 Facteur M-Mobilité

Paramètre Ca (teneur en C_{org})

Le rôle de la matière organique est complexe puisqu'une partie des ETMs complexée va être lessivée dans le sol tandis qu'une portion sera prélevée par les plantes via l'absorption de la matière organique. Des relations plus poussées doivent être étudiées et envisagées avant d'intégrer ce facteur dans l'indice de vulnérabilité du sol.

Paramètre T (texture et teneur en argile)

La conversion des sigles texturaux à un facteur T est à retravailler. De fait, la teneur en argile d'un sigle textural varie selon la région considérée.

Paramètre D (drainage et engorgement)

Le paramètre de drainage est sous-estimé. De fait, il ne se base que sur des classes pédologique à engorgement permanent. Ce facteur devrait également comprendre des zones à engorgement temporaire puisque durant cette courte période d'engorgement, les conditions de mobilité des ETMs sont modifiées. Il faut donc veiller à introduire cette hétérogénéité temporelle et spatiale dans l'indice.

Paramètre A (acido-basique)

La relation de conversion $\text{pH CaCl}_2 \rightarrow \text{KCl}$ est correcte. Par contre, relation de conversion $\text{pH eau} \rightarrow \text{KCl}$ est à revoir car, dans la littérature, cette relation est très difficile à établir. Cependant, étant donné que les mesures en Région wallonne sont données en pH KCl et que ceux de Mailänder and Hämmann [2005] sont données en CaCl_2 , l'équation $\text{pH eau} \rightarrow \text{KCl}$ ne devrait quasiment pas être utilisée. Par ailleurs, il s'agit d'un indice d'aide à la décision et donc d'une généralisation grossière de la réalité. Une équation précise définissant le passage d'un pH à l'autre n'est peut-être pas justifiée.

Paramètre supplémentaires à considérer

- **Profondeur**

Il n'est pas nécessaire d'effectuer une différenciation de la teneur en C_{org} selon

la profondeur puisque les données Requasud tiennent compte de ces différences. De fait, les prélèvements de sol dans les prairies se font moins en profondeur que dans les cultures. Dans ce dernier cas, une homogénéisation du sol a lieu sur les 30 premiers centimètres du sol puisque les sols sont labourés. Nous pouvons donc raisonnablement nous baser sur les mesures de Requasud sans intégrer la profondeur dans notre système.

Par ailleurs, nous pouvons considérer que la profondeur est relativement homogène dans la zone racinaire. Peu d'études existent sur l'analyse des prélèvements en zones profondes du sol des ETMs par les plantes. Cependant, vu les similarités de biodisponibilité entre le phosphore et les éléments traces, nous pouvons émettre l'hypothèse que les ETMs prélevés par les plantes proviennent surtout des couches superficielles du sol. En effet, l'essentiel du prélèvement du phosphore des plantes se fait via la couche de labour. Ce n'est qu'en cas de fortes conditions de sécheresse que les plantes vont puiser l'eau dans des couches plus profondes. Dans ce cas, il faudrait analyser l'impact que le prélèvement d'eau en profondeur a sur le prélèvement des ETMs en profondeur. Par ailleurs, étant donné que l'essentiel des ETMs provient des intrants, et par conséquent de la couche de labour, l'étude de la couche de labour uniquement est justifiée.

- **Notion du temps**

Pour une situation au temps t , il faudrait pouvoir prédire la situation au temps $t+1$ compte tenu des apports en intrants sur les terres agricoles durant le laps de temps $t-t+1$ (Ch. Hick). Cela rentre dans le bilan des ETMs dans le système sol. Dans le bilan des éléments traces, il faut également considérer d'autres intrants qu'uniquement les boues des stations d'épuration (ex. fongicides).

- **Mobilité verticale**

En plus d'avoir la disponibilité des ETMs, nous pourrions envisager d'intégrer la notion de lessivage. Cette dernière doit se baser, notamment, sur les conditions climatiques (ex. lame drainante).

- **Occupation du territoire**

La distinction entre culture et prairie doit se faire puisque les profondeurs d'analyse et les pH y sont différents.

- **Somme de facteurs et pondération**

La somme est relativement arbitraire et devrait plutôt se baser sur une multiplication. Par contre, la pondération utilisée dans la somme des paramètres du facteur M est justifiée d'un point de vue qualitatif. Attention, néanmoins, à tenir compte de facteurs pouvant s'annuler l'un l'autre lors de la multiplication et risquant d'occulter ainsi une zone de sensibilité élevée. Par exemple, un facteur de drainage nul mène à une mobilité nulle. Or d'autres facteurs

rentrent en compte et pourraient rendre la disponibilité en ETMs élevée.

Attention, les résultats d'analyse du sol en Région wallonne sont généralement biaisés étant donné que seuls les « bons » agriculteurs fournissent leurs données. Par exemple, les données de pH indiquent en moyenne des pH moins acides que sur le terrain. Ce biais est à considérer lors de l'analyse de la mobilité.

Attention : il y a homogénéisation des résultats par région (ou commune) alors que les résultats peuvent être très hétérogène à l'échelle des parcelles. Pour en tenir compte, il faut veiller à faire au préalable des analyses de sensibilité des paramètres (ex. pH) sur la gamme de valeurs existante (ex. moyenne, percentile 10 et 90). Cela permet de choisir le percentile de chaque paramètre à utiliser comme entrées de l'indice de vulnérabilité et de s'assurer qu'il est acceptable selon le principe de précaution. Par ailleurs, l'analyse de sensibilité permet de déterminer si une relation précise entre le paramètre analysé et la disponibilité des éléments traces est requise. En effet, si un paramètre présente une sensibilité faible, une modification de ses équations pour des équations plus complexes n'est pas justifiée. Il ne s'agit pas de modéliser le bruit mais de déterminer la tendance du sol à la vulnérabilité.

Attention : à défaut de résultat dans les parcelles d'étude, il faut utiliser les valeurs des pires situations pour lesquelles nous possédons des données. Par exemple, le pH menant au facteur A le plus faible pour une région/commune donnée sert de base pour toute cette région/commune. L'agriculteur peut ensuite décider d'intégrer les mesures propres à ses parcelles pour avoir un indice de vulnérabilité adaptée à sa situation et non à celle de la région en général.

2.1.2 Facteur P-Pollution

La principale critique est relative aux valeurs seuils et d'intervention. De fait, les valeurs seuils sont très faibles et devraient être revues à la hausse en fonction des teneurs rencontrées dans les sols agricoles wallons pour lesquels aucun problème n'est constaté. Les valeurs d'intervention, quant à elles, pourraient plutôt se baser sur les valeurs du décret sol liées au domaine de la santé humaine. Cependant, ces valeurs sont déterminées sur base de spéculation (ex. utilisation des terres) et sont donc à prendre avec des pincettes.

L'intégration du PNEC peut être envisagée dans la détermination du facteur Pollution, mais il ne peut se faire sans supprimer le facteur Mobilité. Dans le cas contraire, il y aurait redondance d'information. Par conséquent, soit nous assemblons les facteurs Mobilité et Pollution selon une somme ou une multiplication, soit nous utilisons uniquement le PNEC Calculator ou équivalent à ce dernier comme

substitut aux facteurs Mobilité et Pollution. Attention, néanmoins, le PNEC Calculator, tel qu'il est développé aujourd'hui, ne tient pas compte de l'impact des éléments traces sur les nappes. De manière générale, il faut pouvoir évaluer toutes les voies de contamination (microorganismes du sol et écosystème, prélèvement par les plantes, les animaux et santé humaine, hydrologie) et évaluer les risques pour chacune de ces voies individuellement. Dès que le seuil est dépassé pour une de ces voies, la zone concernée doit être classée comme étant à risque. Nous ne pouvons nullement sommer ou multiplier les risques. Il s'agit à du principe « un risque, un seuil ».

Cas spécifique

Se baser sur une estimation du Cr VI pour déterminer le seuil de toxicité du chrome dans le sol biaise les résultats. De fait, le Cr VI est très peu présent dans le sol. Il ne peut donc pas servir de base pour le prélèvement du Cr total du sol. Cependant, il est plus mobile et toxique que le Cr III et impacte plus les microorganismes du sol, il ne faut donc pas le négliger dans le développement de l'indice de vulnérabilité lié aux microorganismes. Par ailleurs, le Cr IV existe également dans le sol, mais il est encore moins présent que le Cr VI. Il n'est donc pas utile de le considérer.

2.1.3 Facteur C-Culture

Si nous considérons que l'indice $P+M+C$ est validé, l'évaluation du facteur C est correcte. Cependant, il faudrait utiliser des résultats d'étude dans des conditions pédo-climatiques similaires à la Région Wallonne (ex. Paris et Espace Santé Environnement du Nord Pas de Calais) ou sur des données d'analyse au champs (ex. AFSCA, base de données Aspitet de l'INRA) plutôt que déterminer un facteur C tel qu'il a été déterminé dans cette étude.

Il est à noter qu'il n'existe pas de lien clair entre les teneurs en ETMs dans le sol et celles dans les tissus des plantes dû, entre autres, au fait que les plantes peuvent absorber des ETMs via leurs tissus foliaires. C'est particulièrement le cas pour le plomb. De fait, ce dernier, lorsqu'il est trouvé dans les plantes, provient quasi exclusivement des dépôts atmosphériques (E. Smolders). Il faut donc veiller à utiliser des études distinguant l'absorption foliaire des ETMs de l'absorption par les racines. Cela peut se faire par des comparaisons entre études au champs et en laboratoire. Cependant, ce faisant, d'autres paramètres de variation entrent en jeu et complique la comparaison des résultats.

2.1.4 Indice dans sa globalité et clé d'interprétation

La démarche selon une somme facilite probablement les démarches de mesure et d'établissement d'un indice de vulnérabilité, mais un indice sous forme de multiplication doit être appliqué car il se base sur les fondements des indices utilisés dans

les analyses de risque (avec P = danger et M = exposition et mobilité). Cela permet aussi de discriminer les zones où il y a une concentration de fond en ETMs relativement élevée (P élevé), mais où la disponibilité de ces ETMs est nulle ($M = 0$). Dans le cas d'une multiplication, le facteur $P \cdot M$ serait égale à 0 (correspondant à la réalité puisque aucun transfert d'ETM n'est réalisé). Par contre, dans le cas d'une somme, le facteur $P + M$ serait relativement élevé alors qu'aucun risque n'est réellement encouru.

La pondération des facteurs (12 pour le P et 6 pour le M) est trop arbitraire. De plus, les valeurs qui permettent de distinguer une zone à risque d'une zone non à risque n'est pas réellement justifiée et ne peut donc être validé.

Selon les objectifs de l'indice, il convient plutôt d'isoler le facteur Culture plutôt que de l'intégrer dans l'indice. De fait, le facteur C est plutôt un moyen d'action (utilisation des terres agricoles sans risque) plutôt qu'un indicateur de vulnérabilité du sol en tant que tel. Dans les moyens, il convient également d'intégrer la notion d'ingestion de terre via l'ingestion de fourrages, comme cela est effectué par Mailänder and Hämmann [2005], surtout pour le Mo, As et Cu qui ont de réels impacts sur le bétail (se référer à l'index de risque liés aux fourrages). Par ailleurs, pour les cultures, il convient de déterminer également leur usage final. Par exemple, les teneurs en ETMs par matière sèche dans la pomme de terre peut fortement varier selon son utilisation du marché (marché du frais, frites, chips, ...).

Dans le cas où l'outil sert de base pour la prise de décision, il faut définir précisément les responsabilités de chacun en cas de mauvaise prise de mesure. Les incertitudes sur l'indice doivent donc être bien établies. Par ailleurs, une validation in situ de l'indice doit être effectuée avant son utilisation.

Dans le développement de l'indice, il est important de définir l'échelle de restitution des données et le domaine d'utilisation. Ainsi, l'analyse de sensibilité peut se faire pour différentes échelles de restitution. Dans le cas de l'indice développé dans Valmo I, deux échelles sont considérées :

- Echelle de la Région Wallonne : système de monitoring pour voir les zones rouges et savoir où la Région Wallonne doit réellement intervenir
- Echelle parcellaire : système d'aide à la décision pour déterminer si l'épandage est autorisé, les quantités permises et autres recommandations. Cette échelle n'est pas l'objectif du présent indice mais plutôt une perspective à long terme de ce que pourrait être son utilisation.

2.2 Conclusion

L'indice de vulnérabilité du sol n'a pas pu être validé par les experts. Les principales critiques proviennent du fait que :

- les facteurs sont sommés alors que, dans les études de risque habituellement réalisées, c'est la multiplication des facteurs qui est d'usage ;
- les pondérations utilisées sont souvent trop arbitraires ;
- les seuils utilisés ne reflètent pas bien les conditions rencontrées en Région Wallonne ;
- l'intégration du facteur C doit plutôt être vu comme un outil d'action plutôt qu'une partie intégrante de l'indice. Dans ce facteur, l'ingestion de terre via le bétail doit être introduite.

3 Conception d'un nouvel indice de vulnérabilité

Compte tenu des résultats de la journée d'étude et de la complexité des modèles de transfert en éléments traces, que ce soit vers les nappes souterraines ou vers l'alimentation humaine, il a été décidé d'utiliser les valeurs seuils et d'intervention données par le GRER (Guide de référence pour l'Etude des Risques), sur lesquelles se basent les normes du décret sol, comme point de départ pour l'évaluation de l'état des sols en Région wallonne. Ces valeurs, basées sur des hypothèses fort restrictives, ont tendance à faire ressortir une grande partie des surfaces agricoles en Région wallonne comme étant à risque (les teneurs attendues du sol selon les données de Capasol sont supérieures aux valeurs seuil ou d'intervention du GRER). Par conséquent, nous nous attendons à ce que la modification des hypothèses, afin de prendre en compte la spécificité des parcelles agricoles wallones, permette d'augmenter de manière significative ces valeurs et, par conséquent, ne discriminer qu'une faible portion des terres agricoles comme étant réellement à risque.

Dans un premier temps, une analyse des hypothèses sous-jacente aux valeurs seuils et d'intervention développées dans le GRER est donc réalisée. Elle permet de vérifier la pertinence des hypothèses par rapport aux conditions du sol des

Table 10: Hypothèses sous-jacentes aux seuils du décret sol pour les usages de type I, II et III pour les paramètres propres au transfert d'ETMs (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques - Annexe B3).

Hypothèses/Type d'usage	I	II	III
Propriétés de l'horizon A (0-25 cm)			
Matière organique (%)	2.6	1.6	1.6
Fraction d'eau dans le sol ($\text{m}^3_{eau}/\text{m}^3_{sol}$)	0.25	0.25	0.25
Fraction d'air dans le sol ($\text{m}^3_{air}/\text{m}^3_{sol}$)	0.25	0.25	0.25
Densité apparente (kg/dm^3)	1.3	1.3	1.3
pH (-)	4.3	6	6
Argile (%)	12.7	12	12
CEC (meq/100 g)	8.9	10.5	10.5
Température du sol (K)	283	283	283
Caractéristiques de la pollution			
Profondeur moyenne de la contamination (m)	1.25	1.25	1.25

parcelles agricoles wallones et de déterminer les hypothèses influençant le plus les valeurs seuils et d'intervention. Ensuite, de nouvelles valeurs seuils et d'intervention sont proposées à titre indicatif. Elles reposent sur des hypothèses tenant compte des données disponibles pour les sols agricoles wallons. Pour éviter tout risque de confusion avec les valeurs relatives au décret sol, nous employons les termes limite inférieure et limite supérieure pour parler respectivement des valeurs seuils et d'intervention développées dans le GRER et le décret sol. Sur base de ces limites supérieures et inférieures et des teneurs attendues du sol du projet Capasol, des cartes de risque pour la Région wallonne sont produites. Ces cartes servent de base pour le système d'observation du sol.

Dans le GRER, les valeurs seuils et d'intervention sont déterminées pour plusieurs

catégories d'utilisation du sol, identiques à celles du décret sol. Afin de mieux comprendre l'impact des hypothèses sur les valeurs fournies par le GRER, en plus de la catégorie de type II (usage agricole), les catégories de type I (usage naturel) et III (usage résidentiel avec potager) seront analysées. Les hypothèses sous-jacentes à ces trois types d'usage sont reprises au Tableau 11. Les valeurs seuils et d'intervention des trois types d'usage sont également comparées aux teneurs attendues dans les sols agricoles wallons (données du projet Capasol) afin de comprendre l'influence des hypothèses sur le pourcentage de terres agricoles potentiellement classifiées comme étant à risque.

Table 11: Hypothèses sous-jacentes aux seuils du décret sol pour les usages de type I, II et III pour les paramètres d'exposition des cibles (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques - Annexe B3). E = Enfants, A = Adultes.

Hypothèses/Type d'usage	I	II	III
Voies de transfert considérées			
Inhalation de l'air à l'extérieur	X	X	X
Inhalation de l'air à l'intérieur d'un bâtiment		X	X
Inhalation de sol	X	X	X
Ingestion de sol	X	X	X
Ingestion de l'eau de boisson	X	X	X
Ingestion de légumes		X	X
Ingestion de bétail		X	
Ingestion de lait		X	
Contact cutané avec le sol	X	X	X
Pratiques alimentaires			
Consommation totale de "légumes" (kg_{mf}/j)	0	0.168 (E) - 0.35 (A)	0.168 (E) - 0.35 (A)
Consommation totale de "racines" (kg_{mf}/j)	0	0.131 (E) - 0.274 (A)	0.131 (E) - 0.274 (A)
Taux d'autoconsommation "légumes" (kg_{mf}/j)	0	0.5	0.2
Taux d'autoconsommation "racines" (kg_{mf}/j)	0	0.5	0.2
Consommation quotidienne de viande (kg/j)	0	0.142 (E) - 0.284 (A)	0
Consommation quotidienne de viande (L/j)	0	0.31 (E) - 0.186 (A)	0
Fraction contaminée de viande (L/j)	0	0.5	0
Fraction contaminée de viande (L/j)	0	1	0
Quantité moyenne d'eau ingérée (dm^3/j)	1 (E) - 2 (A)	1 (E) - 2 (A)	1 (E) - 2 (A)
Quantité moyenne de sol ingérée (mg_{sol}/j)	200 (E) - 100 (A)	200 (E) - 100 (A)	200 (E) - 100 (A)
Facteurs d'absorption			
Fraction absorbée (-)	1	1	1
Facteurs d'exposition			
Durée d'exposition en tant que cible (an)	6 (E) - 64 (A)	6 (E) - 64 (A)	6 (E) - 64 (A)
Fréquence d'exposition pour l'ingestion du sol (j/an)	230	350	350

Dans cette étude, et comme suggéré lors de la journée de validation de l'indice, trois voies de contamination sont étudiées indépendamment. Il s'agit des mêmes classes que celles reprises dans le décret sol, à savoir :

- Contamination des nappes par transport vertical
- Toxicologie pour l'écosystème et microorganismes du sol
- Contamination des produits agricoles et risque pour la santé humaine

L'analyse des hypothèses qui suit, ainsi que la comparaison des valeurs seuils et d'intervention du décret sol avec les concentrations maximales attendues en Région wallonne, se réalise de façon séparée dans chacune des voies de contamination.

3.1 Contamination des nappes

Sur base des valeurs seuils et d'intervention du GRER pour la contamination des nappes (VS_N et VI_N), aucune terre agricole n'est considérée comme à risque ou potentiellement à risque car les teneurs attendues en éléments traces pour les sols agricoles wallons sont toutes inférieures à ces valeurs (Tableau 12). Ces résultats vont dans le sens des observations de la Direction des Eaux souterraines de la Région wallonne qui n'observe pas de contamination de ces eaux par les éléments traces métalliques et cela même pour des anciennes zones industrielles fortement contaminées (note personnelle : V. Lebrun, 2015). Dès lors, bien que les hypothèses sous-jacentes à l'évaluation des valeurs seuils et d'intervention ne considère pas la pire situation (ex. pH = 6.2 or un pH de 5 est plus défavorable), il est inutile de les analyser plus en détail puisque les valeurs seuils et d'interventions sont représentatives de la réalité. De fait, aucun risque n'est détecté via les VS_N et VI_N car aucune menace ne pèse sur les nappes souterraines compte tenu des concentrations de fond actuellement rencontrées en Région wallonne.

Table 12: Comparaison des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) du GRER pour les nappes (usage de type II uniquement) par rapport aux teneurs attendues maximales retrouvées en Région wallonne (C_{max}) (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques et Capasol). $SA > VS$ et $SA > VI$ = Surface agricole en Région wallonne dépassant respectivement les valeurs seuils et d'intervention. Les valeurs seuils et d'intervention ont été calculé pour le K_d donné par le GRER à un pH de 6.1

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
VS	12	15544	587	177	458	2492	4156
VI	48	31088	1174	708	1832	9968	8312
C_{max} (ppm)	8.1	112	41.4	0.78	108	158	570
$SA > VS$ (%)	0	0	0	0	0	0	0
$SA > VI$ (%)	0	0	0	0	0	0	0

3.2 Toxicologie pour l'écosystème et microorganismes du sol

Les valeurs seuils (VS_E) et d'intervention (VI_E) définies par le GRER pour l'usage agricole (type II) dans l'évaluation des risques pour l'écosystème sont reprises dans le Tableau 13. Ces valeurs sont estimées sur base de plusieurs hypothèses relatives aux processus de transfert des éléments traces depuis le sol vers les microorganismes du sol et dans la chaîne trophique supérieure. En tout, trois voies de toxicité pour l'écosystème sont considérées :

Toxicité pour les espèces

Micrororganismes (lombrics, bactéries, etc.) du sol pouvant être affectés par la présence d'éléments traces métalliques dans les sols.

Toxicité pour les processus

Processus microbiologiques pouvant être affectés par la présence d'éléments traces métalliques dans les sols (ex. respiration, nitrification).

Toxicité pour la chaîne trophique

Organismes de niveaux trophiques supérieurs correspondant aux herbivores pâturant (pour l'usage de type II) pouvant être affectés par l'ingestion d'organismes contaminés ou l'ingestion directe de terre.

La VS_E se base sur une protection de 80% des espèces, processus et chaîne trophiques, considérés chacun séparément (HC20), tandis que la VI_S se base sur une protection de 50% des espèces et mécanismes considérés (HC50). Pour plus d'information sur la manière dont les valeurs HC20 et HC50 sont déterminées, se référer au GRER (Partie D).

A première vue, les éléments métalliques posant problèmes en Région wallonne sont le Cd, Cr, Ni et Zn puisque au moins un des seuils définis par le GRER (VS ou VI) est inférieur aux teneurs attendues maximales des sols agricoles wallons (Tableau 13). Dès lors, les analyses qui suivent se portent uniquement sur ces éléments traces. Les autres valeurs (VS et VI) sont considérées comme non restrictives (aucune terre n'est détectée comme à risque), malgré la considération d'une situation *worst case*, et donc non problématique pour les sols agricoles wallons.

Table 13: Comparaison des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) du GRER pour les écosystèmes (usage de type II uniquement) par rapport aux teneurs attendues maximales retrouvées en Région wallonne (C_{max}) (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques et Capasol). $SA > VS$ et $SA > VI$ = Surface agricole en Région wallonne dépassant respectivement les valeurs seuils et d'intervention.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
VS	1.7	87	46	4.6	91	192	155
VI	17	177	144	20	201	703	303
C_{max} (ppm)	8.1	112	41.4	0.78	108	158	570
$SA > VS$ (%)	0.8	0.01	0	0	0.003	0	3.6
$SA > VI$ (%)	0	0	0	0	0	0	<0.0001

Les superficies agricoles concernées par un dépassement de valeur seuil ou d'intervention vont de moins de 0.0001% à 3.6% des superficies agricoles totales wallonnes. Pour la plupart des éléments traces, ces superficies sont négligeables et peuvent être utilisées

directement dans le système d'observation. Cependant, pour le zinc, 3.6% des superficies sont concernées par un dépassement de VS. Pour cet élément, les superficies concernées représentent une trop grosse partie du territoire pour pouvoir instaurer un système d'observation en tout point. Il convient d'analyser plus en profondeur les hypothèses sous-jacentes aux seuils du zinc afin de réduire notre zone d'observation aux zones les plus à risque.

Cependant, avant de se lancer dans une analyse plus approfondie des hypothèses sous-jacentes à la détermination des valeurs seuils et d'intervention, il faut déterminer quelles sont les voies de contamination réellement problématiques parmi les trois voies considérées (espèces, processus et chaîne trophique). Par soucis de simplicité, et comme cela est effectué dans le rapport du GRER (Partie D), les voies *espèces* et *processus* sont analysées conjointement (Tableau 14).

Pour le cadmium et le zinc, les teneurs attendues maximales des sols agricoles wallons sont supérieures aux valeurs seuils pour les espèces et processus, ainsi que pour la chaîne trophique. Les superficies agricoles concernées par un dépassement de valeurs seuils sont de respectivement 0.04%, 0.8%, 0.2% et 3.6% pour le cadmium (espèces et processus, chaîne trophique) et le zinc (espèces et processus, chaîne trophique) (résultats non indiqués ici). Un léger réajustement des trois derniers seuils pourrait donc s'effectuer afin d'être plus souple et discriminer moins de terres comme à risque. Par contre, pour la valeur seuil du Cd (espèces et processus), il n'est pas nécessaire d'aller plus loin dans l'analyse, 0.04% des superficies agricoles étant considéré comme négligeable.

Table 14: Détails des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) du GRER pour les écosystèmes (usage de type II) en fonction des voies de contamination considérées (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques - Partie D). Les cellules grisées correspondent aux valeurs inférieures aux concentrations de fond et donc potentiellement problématiques.

	Cd	Cr	Ni	Zn
<i>Espèces/processus</i>				
VS	4.3	37.6	56.6	35.2
VI	46.1	128.1	166.5	183.2
<i>Chaîne trophique</i>				
VS	1.7	8838	154.6	267
VI	17	88380	1546	2670

Pour le chrome et le nickel, la valeur seuil n'est restrictive que pour les espèces et processus. Il ne faut donc considérer que cette voie d'exposition là lors du réajustement de la valeur seuil. Il est à noter, cependant, que les valeurs seuils données pour le nickel n'impliquent que 0.004% des surfaces agricoles et que nous pouvons considérer, dans le cadre de cette étude, que les seuils ne sont pas problématiques.

Les analyses qui suivent se font donc en deux parties ; l'une pour la contamination des espèces et processus (Cr, Ni et Zn), l'autre pour la contamination de la chaîne

trophique (Cd et Zn).

3.2.1 Contamination des espèces et processus

Les valeurs seuils et d'intervention déterminées par le GRER sont à modérer puisque, pour leur détermination, il a été considéré que tous les éléments traces présents et mesurés dans le sol étaient entièrement disponibles pour les plantes et microorganismes du sol. Or, sur le terrain, seulement une portion de cette concentration sera effectivement disponible pour les microorganismes du sol. Le pourcentage de superficie classifiées comme étant à risque est, par conséquent, sur-estimé et il doit être revu à la baisse. Pour ce faire, nous avons appliqué le facteur de ageing/leaching (A/L) déterminés par l'Union Européenne (Tableau 15).

Table 15: Valeur des facteurs ageing/leaching (A/L) par éléments traces métalliques (Source : Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER)). nd = non déterminé.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Facteur A/L	1	nd	2	nd	1 à 3	4.2	3

Etant donné que le facteur A/L n'est pas déterminé pour le chrome, la valeur seuil du chrome ne peut pas être modifiée et il faut appliquer une autre analyse pour cet élément. Il en va de même pour le cadmium puisque la valeur de son facteur A/L est égale à 1. L'analyse qui suit se rapporte donc uniquement au nickel et au zinc. Par ailleurs, pour le nickel, le facteur A/L varie entre 1 et 3 selon le SCHER. La valeur seuil réajusté sur base du facteur A/L varie donc entre la valeur donnée par le GRER et une valeur plus élevée que cette dernière.

La méthodologie utilisée pour calculer les seuils afin de tenir compte du facteur A/L est la suivante :

1. Considérer les valeurs HC20 (pour les valeurs seuils) ou HC50 (pour les valeurs d'intervention) sans correction du bruit de fond (ou concentration de fond). Pour rappel, les seuils ne sont considéré que pour les espèces et processus.
2. Appliquer le facteur A/L déterminé au Tableau 15 (multiplication des HC par le facteur A/L).
3. Pour les valeurs seuils, la valeur minimale entre les processus et les espèces est gardée. Pour les valeurs d'intervention, une moyenne des valeurs entre processus et espèces est effectuée. Il s'agit de la même méthodologie que dans le GRER.

Les résultats du calcul des limites inférieures et supérieures pour le Ni et le Zn sont donnés au Tableau 16. Il est à noter que dans le GRER pour les microorganismes et processus, les valeurs VS et VI obtenues sont ensuite corrigées par un bruit de fond (ou fond géogénique) considéré comme inerte. Cependant, en Région wallonne, la contribution du fond géogénique à la concentration de fond totale mesurée en un point varie très fortement d'une localisation à l'autre. Choisir un bruit de fond commun pour toute la Région wallonne risque de sous-estimer ou sur-estimer la fraction d'éléments traces qui est inerte.

Une analyse du fond géogénique en Région wallonne a été effectuée (Annexe II). Elle montre que les valeurs de fond géogénique utilisées par le GRER surestiment fortement les concentrations inertes du sol. Ces valeurs ne peuvent, dès lors, pas être utilisées dans notre étude. Nous utilisons donc, ici, uniquement les médianes des données Pollusol afin de ne pas tenir compte des valeurs extrêmes rencontrées en Région wallonne pouvant être associées à des cas particuliers.

Table 16: Correction des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) pour le Ni et le Zn selon les facteurs de ageing/leaching.

	Ni	Zn
VS corrigée	56.6 à 169.8	105.6
VI corrigée	166.6 à 499.7	549.6

Pour le **Cd**, **Cr**, **Ni** et **Zn**, en tenant compte des corrections via le facteur A/L, les limites inférieures sont respectivement de **4.3**, **72.6**, **79.9-193.1** et **156**. La limite supérieure pour le **Zn** est, quant à elle, égale à **600**.

Les superficies agricoles concernées par un dépassement de limites inférieure et supérieure changent peu par rapport à l'emploi des VS et VI du GRER sans modification d'hypothèse. Cela est dû au fait que l'augmentation des seuils par la prise en compte d'un facteur A/L est contrebalancée par une diminution des seuils dû à l'emploi de concentration géogénique plus faible que celle utilisée dans le GRER car jugée inappropriée. Quelques remarques doivent, néanmoins, être relevées ;

Premièrement, en augmentant la valeur d'intervention du zinc de 570 à 600 ppm, aucune parcelle agricole ne dépasse encore la limite supérieure. Ces parcelles ne sont par conséquent plus classées en zone à risque avec intervention obligatoire. La conséquence étant que, pour la voie de contamination toxicologique, aucun élément trace ne dépasse les valeurs d'intervention (ou limite supérieure) et donc aucune intervention immédiate ne doit être effectuée.

Deuxièmement, en ce qui concerne le nickel, la prise en compte d'un facteur A/L supérieur à 1.5 permet d'augmenter la valeur seuil de façon à ce qu'aucune parcelle agricole en Région wallonne n'ait une teneur attendue en nickel supérieure à cette

valeur. Dès lors, il peut être considéré que, pour la protection des écosystème, **le nickel n'est pas un élément à risque.**

Le changement de VS du chrome fait passer le pourcentage de terres agricoles dépassant la VS de 0.01 à 0.13%. Cependant, il ne s'agit que de la VS et donc une intervention immédiate n'est pas spécifiée dans ce cas-ci. De plus, il s'agit d'un élément dont le facteur A/L n'a pas encore été déterminé. Par ailleurs, les valeurs seuils et d'intervention données par le GRER se base sur des données de chrome trivalent. Dès lors, il est fort à parier que, en tenant compte du facteur A/L, la valeur seuil pourrait être augmentée et mènerait, par la même occasion, à ce que aucune parcelle agricole ne dépasse cette valeur. Etant donné que le chrome est peu toxique, sauf sous la forme de Cr III, et étant donné que le Cr III est très rarement disponible [note personnelle : P. Cambier [2015]], une analyse plus approfondie de la toxicité du Cr n'est pas jugée nécessaire. **Seul dans les zones considérées comme les plus à risque, compte tenu des conditions du milieu, une étude de la toxicité du Cr pour les organismes et processus du sol pourrait être envisagée.**

En ce qui concerne le cadmium, seulement 0.04% des terres agricoles sont concernées par un dépassement de valeur seuil et nous pouvons également **utiliser les terres à caractéristiques les plus défavorables pour évaluer la toxicité du cadmium sur les microorganismes du sol.**

Finalement, il est à noter que, si les valeurs seuils de l'usage III sont utilisées, les teneurs attendues maximales du sol des quatre éléments analysés (Cd, Cr, Ni et Zn) tombent toutes en-dessous des valeurs seuils et d'intervention, mis-à-part le Zn dont 0.005% des terres dépassent la valeur seuil fixée à 232 ppm. Le type d'usage III ne considère pas la chaîne trophique supérieure (bétail) et ne protège que 60% des récepteurs biologiques au lieu des 80% dans l'usage de type II. **Sur base de l'usage de type III, si l'analyse du risque pour le bétail n'est pas incluse dans le calcul des VS_E et VI_E , et si une protection de 60% des récepteurs biologiques est tolérée, nous pouvons considérer qu'il n'y a pas de problème en Région wallonne vu les teneurs attendues en éléments traces métalliques pour les terres agricoles wallonnes.**

3.2.2 Contamination de la chaîne trophique (bétail)

Les équations permettant de définir les teneurs du sol à risque pour le bétail, telles qu'elles sont établies dans le GRER, sont reprises ci-dessous. À chaque équation, les hypothèses sous-jacentes sont discutées et, si nécessaire, modifiées afin de mieux prendre en considération les conditions des sols agricoles wallons.

Premièrement, la quantité de matière sèche ingérée quotidiennement (QMSJ) est estimée en fonction du poids moyen du bétail (Equation 5). Elle permet ensuite

d'estimer la dose maximale journalière tolérable pour le bétail (DMJT) (Equation 6). Cette dernière est évaluée, soit sur base des concentrations maximales autorisées dans l'alimentation du bétail, soit sur base de données d'écotoxicité (NOAEL). Dans le cas de cette étude, puisque les valeurs maximales autorisées dans les diètes sont définies par l'Union Européenne (2002/32/CE), nous nous basons sur ces concentrations pour définir le DMJT.

$$QMSJ = 0.0687 * P^{0,822} \quad (5)$$

$$DMJT = CM_{diète} * QMSJ \quad (6)$$

Avec $DMJT$ la dose maximale journalière tolérable (mg/j), $QMSJ$ la quantité de matière sèche ingérée quotidiennement par le bétail (kg m.s./j), P le poids corporel de l'animal (kg m.c.) et $CM_{diète}$ la concentration maximale de polluant dans la diète (mg/kg m.s.)

Lors de l'établissement des valeurs seuils et d'intervention du GRER, les variables qui ont été utilisées sont les suivantes :

- Type de bétail : mouton
- Poids du bétail : 60 kg
- $CM_{diète}$: 0.5 mg/kg m.s. (pour le cadmium)

Dans le cadre de cette étude, ces hypothèses sont élargies pour tenir compte d'une variation d'espèces dans le bétail et du poids de ces derniers. De plus, selon les normes existantes pour le cadmium (Union Européenne) et pour le zinc (ordonnance sur le livre des aliments pour les animaux dans Mailänder and Hämmann [2005]), les $CM_{diète}$ sont également modifiées. Dans le cas du cadmium, les normes européennes fixent des valeurs pour des aliments ayant une teneur en humidité de 12%. Or, dans les calculs du GRER, les concentrations doivent être données par kilogramme de matière sèche. Les normes européennes sont donc multipliées par un facteur 1.12 pour obtenir le $CM_{diète}$ en fonction de la quantité de matière sèche. Les nouvelles conditions qui sont testées sont :

- Type de détail : mouton et vache
- Poids du bétail : 40 à 70 kg (mouton) et 500 à 900 kg (vache)
- $CM_{diète}$: 1 mg/kg m.f. = 1.12 mg /kg m.s. (cadmium) et 150 mg/kg m.s. (zinc)

Sur base du DMJT, la dose maximale journalière assimilable par ingestion (DMJP) (en mg/j) est déterminée via l'Equation 7.

$$DMJP = 0.75 * DMJT \quad (7)$$

La DMJP comprend à la fois la consommation de plantes et l'ingestion directe du sol. Dans le GRER, il est considéré que 25% de l'exposition du bétail aux contaminants provient de leur consommation d'eau, de leur absorption par la peau et de

leur inhalation. Dans le cas spécifique des éléments traces métalliques, nous pouvons raisonnablement considérer que la contribution de l'inhalation et de l'absorption par la peau dans l'exposition totale d'éléments traces est négligeable. Par ailleurs, vu les résultats de contamination des nappes par les éléments traces métalliques, nous pouvons également considérer que la contamination de l'eau de consommation du bétail est négligeable et n'intervient donc pas dans l'exposition totale du bétail. Dès lors, le facteur de correction vaut 1 au lieu de 0.75, c'est-à-dire que toute la contamination du bétail par les éléments traces se fait via l'ingestion de plantes, de fourrages et de terre. Par conséquent, la DMJP est égale à la DMJT et l'Equation 7 devient (Equation 8) :

$$DMJP = DMJT \quad (8)$$

Puisque dans la quantité totale de matière sèche ingérée par le bétail (QMSJ), une partie correspond à l'ingestion directe de terre, il convient de déterminer quelle quantité consommée correspond à l'ingestion de terre directe (QSJ) et quelle quantité correspond à l'ingestion de végétaux contaminés (QPJ) . Ces deux quantités sont évaluées via les Equations 9 et 10.

$$QSJ = pctg_{terre} * QMSJ \quad (9)$$

$$QPJ = (1 - pctg_{terre}) * QMSJ \quad (10)$$

Avec QSJ la quantité de sol ingérée par jour (kg m.s./j), QPJ la quantité de plante ingérée par jour (kg m.s./j), et $pctg_{terre}$ le pourcentage de sol ingéré par jour (kg m.s./j)

La valeur seuil (VS_E) donnée par le GRER est finalement obtenue via l'Equation 11.

$$VS_E = \frac{DMJP}{QSJ + (BCF * QPJ)} \quad (11)$$

Si nous remplaçons les termes de l'Equation 11 par les termes développés dans les équations précédentes, en tenant compte des hypothèses d'analyse faites de cette étude, l'Equation 11 devient (Equation 12) :

$$\begin{aligned} VS_E &= \frac{CM_{diète} * 0.0687 * P^{0.822}}{pctg_{terre} * 0.0687 * P^{0.822} + (BCF * (1 - pctg_{terre}) * 0.0687 * P^{0.822})} \\ \Leftrightarrow VS_E &= \frac{CM_{diète} * 0.0687 * P^{0.822}}{0.0687 * P^{0.822} * (pctg_{terre} + BCF * (1 - pctg_{terre}))} \\ \Leftrightarrow VS_E &= \frac{CM_{diète}}{(pctg_{terre} + BCF * (1 - pctg_{terre}))} \\ \Leftrightarrow VS_E &= \frac{CM_{diète}}{pctg_{terre} * (1 - BCF) + BCF} \end{aligned} \quad (12)$$

Selon le GRER, le pourcentage de sol ingéré par jour est de 8.3% pour chaque kilogramme de matière sèche ingéré quotidiennement. Par rapport aux données de la

Station fédérale de recherche en production animale [Agroscope ALP Poiseux dans Mailänder and Hämmann [2005]] (Tableau 17), il s’agit d’une bonne approximation. Cependant, nous pourrions quand même tenir compte d’une certaine variabilité entre les sols secs et les sols détrempés, ainsi qu’entre différentes cultures, influençant sur l’ingestion directe de terre par le bétail. Pour ce faire, quatre pourcentage d’ingestion de terre sont analysés dans cette étude : 2.5%, 8.5%, 12.5% et 25%, correspondant respectivement aux moyennes entre 0-5, 5-10, 10-15 et 20-30 % retrouvées dans le Tableau 17.

Table 17: Pourcentage de terre ingérée (%) lors de la pâture (consommation directe) ou par souillure terreuse du fourrage (herbe de fauche ou foin). (Source : Mailänder and Hämmann [2005]).

	Sol sec		Sol détrempé	
	Bovin	Mouton	Bovin	Mouton
Consommation directe	0-5	10-15	5-10	20-30
Herbe de fauche	0-5	0-5	10-15	10-15
Foin	0-3	0-3	5-10	5-10

Compte tenu de l’Equation 12, nous voyons que le poids de l’animal n’influence pas la détermination des valeurs seuils. Par ailleurs, vu le dénominateur dans l’équation finale, lorsque le BCF est supérieure à 1, avec une augmentation de la quantité de sol ingérée par rapport à la quantité totale de matière sèche ingérée ($pctg_{terre}$), le prélèvement d’éléments traces par le bétail diminue (augmentation du VS_E). Tandis qu’avec un BCF inférieur à 1, une augmentation de $pctg_{terre}$ augmente le prélèvement d’éléments traces par le bétail (diminution du VS_E). Une analyse plus approfondie pour le zinc et le cadmium, les deux éléments à risque, est développée ci-dessous.

Cas du cadmium

Le BCF utilisé par le GRER pour le cadmium vaut 0.15 par défaut. Dans notre cas, nous nous référons à la littérature, et plus particulièrement aux travaux de Smolders et al. [2006], pour déterminer le prélèvement de cadmium par les plantes de prairies et fourrages.

Le choix des travaux de Smolders et al. [2006] comme référence est justifié puisqu’ils se sont effectués sur une large gamme de concentration du sol en cadmium (de 0.1 à 7-10 ppm) et une large gamme de pH (4.2 à 7.3) qui correspondent aux conditions rencontrées en Région wallonne. En effet, selon le projet Capasol et les données Requasud, pour les sols agricoles wallons, la teneur attendue maximale en cadmium est 8.1 ppm et la gamme de pH s’étend de 4.2 à 6.7. La texture et la teneur en matière organique n’est pas considérée ici. Mais, étant donné que, pour le cadmium, le fac-

teur influençant le plus sa mobilité est le pH, négliger les deux autres paramètres est raisonnable.

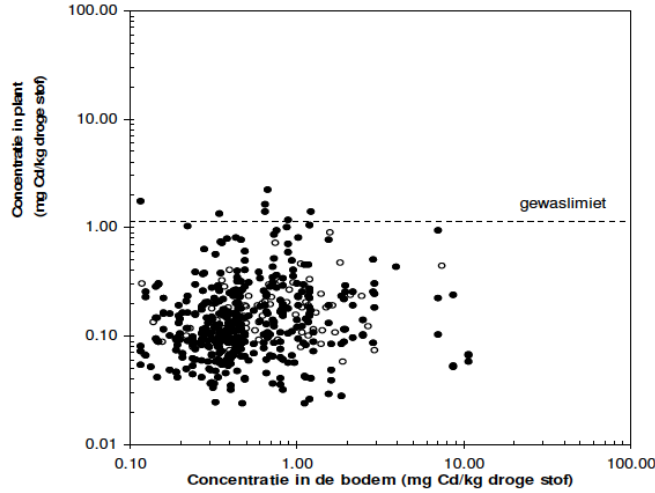


Figure 9: Concentrations en cadmium dans l’herbe (mg/kg de matière sèche) en fonction des concentration dans le sol (mg/kg de matière sèche). La ligne en pointillé représenté la valeur à ne pas dépasser dans l’herbe selon les normes européennes (Source : Smolders et al. [2006]).

ment en dessous d’un certain seuil, peu importe les concentrations en éléments traces métalliques et pH retrouvés dans les sols (Figure 9). Dès lors, au lieu de considérer les données de BCF, nous utilisons la concentration maximale retrouvée dans les plantes comme limite du système, en se basant sur les percentiles 90. Par exemple, si le percentile 90 des épis de maïs est de 0.12 ppm, cela signifie que seulement 10% de l’ensemble des sols analysés auront des épis de maïs qui contiendront plus que 0.12 ppm de cadmium. En utilisant ces valeurs comme référence dans le calcul des valeurs seuils, nous nous assurons que pour 90% des sols, toutes caractéristiques de pH et concentrations de fond en cadmium confondues, la contamination des plantes ne dépasse pas un certain seuil qui serait nuisible pour le bétail.

Etant donné que les percentiles 90 sont des constantes indépendantes des concentrations en cadmium du sol, nous ne pouvons pas les introduire telle quelle à la place du BCF dans l’Equation 12. Par conséquent, les valeurs de percentile 90 sont introduites dans le calcul de la valeur seuil en les soustrayant de la valeur de DMJP (Equation 13) :

$$VS_{intermediaire} = DMJP - (Conc_{plante} * QPJ) \quad (13)$$

Avec $VS_{intermediaire}$ la valeur seuil intermédiaire correspondant à ce que le bétail peut encore con-

Dans leur rapport, Smolders et al. [2006] analysent trois plantes intervenant dans l’alimentation du bétail (herbe, épi de maïs et plan de maïs entier). Malheureusement, leurs recherches montrent que, pour les trois espèces concernées, déterminer les concentrations en éléments traces dans les plantes sur base des concentrations et du pH du sol est malaisé (R^2 compris entre 0.03 et 0.43). Par contre, on observe une certaine tendance des plantes à avoir des concentrations en cadmium systématique-

sommer en éléments traces métalliques via l'ingestion directe de sol vu ce qu'il a déjà consommé via l'ingestion de plantes (mg/j), et $Conc_{plante}$ la concentration en éléments traces métalliques du sol (mg/kg m.s.)

À partir du $VS_{intermediaire}$, nous pouvons déterminer les concentrations à ne pas dépasser dans le sol pour que la consommation totale (ingestion directe de sol et ingestion de plantes) en éléments traces métalliques par le bétail ne dépasse pas le seuil admis dans la législation. La limite inférieure est donnée par l'Equation 14.

$$VS_E = \frac{VS_{intermediaire}}{QSJ} \quad (14)$$

Table 18: Résultats des limites inférieures en cadmium (ppm) (VS_E) à ne pas dépasser dans les sols agricoles selon les concentrations totales en Cd retrouvées dans les plantes (C_{max}), le pourcentage de terre ingérée (PTI), et pour une teneur maximale autorisée dans les fourrages de 1.12 ppm. Les cellules en gris foncé représentent les seuils qui sont au-dessus des teneurs atténuées maximales en cadmium trouvé pour les sols agricoles wallons (8.1 ppm) et en gris clair les seuils qui sont au-dessus de 2.1 ppm (= seuil pour lequel moins de 1% des terres agricoles en Région wallonne sont concernées selon les données Capasol). Les concentrations maximales des plantes correspondent soit au percentile 90 (a), soit à la médiane (b) des mesures effectuées par Smolders et al. [2006]. Les PTI 12.5% et 25% ne sont considérés que dans le cas de l'herbe puisqu'ils se réfèrent à de la consommation directe de terre lors du pâturage ce qui n'a pas de sens avec le maïs.

(a) Percentile 90 des concentrations maximales			
C_{max} (ppm)	Herbe	Epi de maïs	Plan total de maïs
	0.34	0.12	1.2
VS_E - PTI = 2.5%	31.5	40.1	-2
VS_E - PTI = 8.5%	9.5	11.9	0.25
VS_E - PTI = 12.5%	6.6	-	-
VS_E - PTI = 25%	3.5	-	-
(b) Médiane des concentrations maximales			
C_{max} (ppm)	Herbe	Epi de maïs	Plan total de maïs
	0.12	0.03	0.3
VS_E - PTI = 2.5%	40.1	43.6	33.1
VS_E - PTI = 8.5%	11.9	12.9	9.9
VS_E - PTI = 12.5%	8.1	-	-
VS_E - PTI = 25%	4.1	-	-

Mis à part pour le plan complet de maïs lorsque le percentile 90 est considéré, les limites inférieures calculées semblent positives pour les sols agricoles wallons puisque moins de 1% des terres est concerné par un dépassement de normes dans les fourrages. Pour le plan complet de maïs, la médiane de prélèvement tourne autour de 0.3 ppm. Une diminution du prélèvement par les plantes de 1.2 ppm (percentile 90) à 1 ppm augmente la limite inférieure de telle manière que moins de 1% des superficies agricoles sont touchées par un dépassement des normes européennes sur

les fourrages. Etant donné que les mesures de Smolders et al. [2006] se sont faites sur une grande variété de sol, il est probable que la valeur élevée du percentile 90 (2.1 ppm) comparé à la médiane (0.3 ppm) et au percentile 10 (0.1 ppm) soient dû principalement à l'effet de quelques sols favorisant fortement le transfert sol/plantes. En appliquant le principe de précaution, ais sans tenir compte du plan complet de maïs dû à sa grande variabilité, la limite inférieure qui est gardée dans cette étude est la valeur la plus faible rencontrée dans nos calculs (Tableau 21). Elle correspond à l'herbe en condition humide (pâturage avec 25% taux d'ingestion de terre), égale à 3.5 ppm. Dans les zones dépassant cette limite là, une attention particulière sera apportée aux plan de maïs complet afin de vérifier le fait que le percentile 90 mesuré par Smolders et al. [2006] se concerne par les sols agricoles wallons.

Cas du zinc

Les données de BCF pour le zinc ont été puisées dans la convention Valmo I par Mathieu Steffen. Ces données ont été comparées à d'autres données de la littérature afin de s'assurer que toutes les conditions de sol présentes en Région wallonne soient considérées. Les différentes valeurs de BCF du zinc sont reprises dans le Tableau 19. De manière générale, nous pouvons en déduire que la prise en considération d'un BCF de 0.4 est amplement suffisant puisqu'il correspond au prélèvement en zinc le plus conséquent dans les études relatives à ce sujet (ex. dactyle). Par ailleurs, la tendance générale (herbe, ray-grass et trèfle) va vers un BCF maximal de 0.2.

Table 19: Synthèse : facteur de bio-concentration (BCF) retrouvés dans divers revues scientifiques. (Source : Steffen [2014])

Plantes	Etendue (5p-95p)	Médiane BCF	Moyenne géométrique	Auteurs
Herbe		0.11		
Trèfle blanc	Moy $\pm$ E.T.	0.07 ± 0.013	0.07 ± 0.013	
Ray-grass anglais	Moy $\pm$ E.T.	0.17 ± 0.025	0.17 ± 0.025	
Dactyle	0.15 - 0.39	0.298	0.284	Coullery, 1997

En ce qui concerne la littérature supplémentaire, l'équation développée par Boshoff et al. [2014] pour prédire les concentrations en zinc dans les plantes en fonction des concentrations dans le sol et du pH (Equation 15) a été utilisée.

$$\log Zn_{herbe} = 1.99 + (0.29 * \log Zn_{sol}) - (0.12 * pH) \quad (15)$$

Cette régression possède un R^2 égal à 0.28, ce qui est faible. Cependant, cela peut nous donner une indication sur la gamme de valeur de BCF susceptible d'être rencontrées sur les sols agricoles wallons. Les concentrations en zinc dans l'herbe ont été déterminées sur base de quatre valeurs de pH (4.2, 5, 6 et 7) et de deux

teneurs attendues du sol (210 ppm (1% des surfaces agricoles en Région wallonne dépassent ce seuil) et 570 ppm (maximum trouvé pour les sols agricoles wallons)). Ensuite, les BCFs ont été calculés en divisant les concentrations en zinc dans l’herbe par les concentrations respectives du sol. Les résultats de ces calculs sont repris au Tableau 20.

Table 20: Synthèse : facteur de bio-concentration (BCF) retrouvés dans divers revues scientifiques. (Source : Steffen [2014])

Concentration de fond (ppm)	210				570			
pH	4.2	5	6	7	4.2	5	6	7
Concentration Zn_{herbe} (ppm)	145	115	87	66	195	155	117	89
BCF	0.69	0.55	0.41	0.31	0.34	0.27	0.21	0.16

Du Tableau 20, il ressort que la valeur du BCF diminue lorsque les concentrations dans le sol augmentent. Cela a également été observé par Matthews et al. [2004] sur des herbes de zones humides et proviendrait du fait qu’il y a un seuil de saturation pour les plantes. Dès lors, à partir d’une certaine concentration dans leurs parties végétales, les plantes commencent à prélever moins de zinc malgré l’augmentation de teneur en zinc dans le sol. Le prélèvement du zinc dépend également du pH du sol. À des pH acides (4.2), le BCF est relativement élevé (jusque 0.7), mais il descend rapidement à 0.3 pour une valeur de pH égale à 7. Par ailleurs, les concentrations en zinc dans l’herbe ne dépassent pas 195 ppm pour les sols les plus pollués de Wallonie (teneur attendue égale à 570 ppm) et ce pour des conditions très acides ($pH = 4.2$) (Tableau 20). Puisque le R^2 de l’Equation 15 est faible, ces chiffres ne sont pas à considérer comme des valeurs absolues. Cependant, ils indiquent que considérer des valeurs de BCF autours de 0.2-0.3, avec un maximum observé autours de 0.4, est raisonnable dans le cadre de cette étude. Les limites inférieures obtenues sur base de ces BCF et de l’Equation 12 sont repris dans le Tableau 21.

Les résultats montrent que peu de superficies agricoles en Région wallonnes ont des teneurs attendues en zinc supérieures aux limites inférieures. Notons par ailleurs que les concentrations maximales autorisées dans les diètes sont égale à 150 ppm (Source : OIALA [2004] dans Mailänder and Hämmann [2005]) et à 300 ppm (Source : Blume dans Mailänder and Hämmann [2005]), ce qui reste largement en dessous du seuil de toxicité de 1000 ppm, pour une vache laitière [Source : Fourrages Mieux [2015]]. Il est donc raisonnable de considérer que la problématique du zinc pour les sols agricoles wallons, au regard de la toxicité pour la chaîne trophique supérieure, est négligeable.

Table 21: Résultats des valeurs seuils en Zinc (ppm) (VS_E) à ne pas dépasser dans les sols agricoles selon les BCFs des plantes et le pourcentage de terre ingérée (PTI), et pour des teneurs maximales autorisées dans les fourrages (TMF) de 150 (a) et 300 mg/kg de matière sèche (b). Les cellules en gris foncé représentent les seuils qui sont au-dessus des concentrations maximales en zinc trouvé en Région wallonne (570 ppm) et en gris clair les seuils qui sont au-dessus de 210 ppm (= seuil pour lequel moins de 1% des terres agricoles en Région wallonne sont concernées).

(a) TMF = 150 ppm			(b) TMF = 300 ppm		
BCF	0.2	0.4	BCF	0.2	0.4
VS_E - PTI = 2.5%	682	361	VS_E - PTI = 2.5%	1364	723
VS_E - PTI = 8.5%	560	333	VS_E - PTI = 8.5%	1119	665
VS_E - PTI = 12.5%	500	316	VS_E - PTI = 12.5%	1000	632
VS_E - PTI = 25%	375	273	VS_E - PTI = 25%	750	545

3.3 Contamination des produits agricoles et risque pour la santé humaine

Les analyses de surfaces agricoles concernées par un dépassement de valeur seuil (VS_H) ou d'intervention (VI_H) montrent que les **VS_H et VI_H du cuivre, du mercure et du zinc ne doivent pas être ajustées** (Tableau 22). De fait, ces valeurs ne discriminent aucune ou qu'une faible partie du territoire comme étant potentiellement à risque (faible dépassement de VS_H mais pas de VI_H). Par ailleurs, le nickel possède une tendance plus ou moins similaire, ci ce n'est que les surfaces agricoles qui sont concernées par un dépassement de VS_H sont légèrement plus nombreuses (0.4% des surfaces totales) et qu'un faible ajustement de cette valeur seuil est donc envisagé.

Par contre, les situations du cadmium, du chrome et du plomb sont beaucoup plus problématiques car la quasi totalité des terres agricoles dépassent la VS_H et une bonne partie de ces terres dépassent également la VI_H (Tableau 22). Or, pour cette dernière, une intervention immédiate est jugée nécessaire. Pour le cadmium, cette problématique est d'autant plus grande que les valeurs seuils et d'intervention données par la catégorie d'usage III (résidentiel avec potager) sont également dépassées. Cela n'est pas le cas pour les deux autres éléments traces métalliques.

Pour le chrome et le plomb, il y a une chute drastique du pourcentage de terres agricoles concernées par un dépassement de VS_H ou VI_H en passant d'un usage de type II à III. Par conséquent, la raison principale des valeurs seuils et d'intervention très basses pour l'usage de type II provient des hypothèses changeantes entre les type d'usage II et III. Le risque est donc principalement déterminée par la consommation de bétail et de lait, ainsi que par le taux d'auto-consommation de légumes qui passe de 50% dans le type d'usage II à 20% dans le type d'usage III (Tableau 11).

Table 22: Comparaison des valeurs seuils (VS) et d'intervention (VI) du GRER pour la santé humaine (usage de type I (TI), II (TII) et III (TIII)) par rapport aux teneurs attendues maximales retrouvées en Région wallonne (C_{max}) (Source : GRER - Code wallon de bonnes pratiques et Capasol). SA > VS et SA > VI = Surface agricole en Région wallonne dépassant respectivement les valeurs seuils et d'intervention. Les valeurs entre parenthèses excèdent largement les gammes de concentrations courantes rencontrées en Région wallonne.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
VS (TI)	98	571	14332	31	2283	408	(109156)
VI (TI)	196	2853	(71661)	309	11413	817	(224174)
VS (TII)	0.22	17	102	0.5	53	13	532
VI (TII)	0.46	92	511	4.8	266	27	1065
VS (TIII)	3.1	290	839	4.8	733	196	1065
VI (TIII)	6.23	1452	4196	48	3730	393	14587
C_{max} (ppm)	8.1	112	41.4	0.78	108	158	570
SA > VS (TI) (%)	0	0	0	0	0	0	0
SA > VI (TI) (%)	0	0	0	0	0	0	0
SA > VS (TII) (%)	80.9	99.4	0	0.0009	0.4	99.9	<0.0001
SA > VI (TII) (%)	30.4	0.009	0	0	0	56.8	0
SA > VS (TIII) (%)	0.13	0	0	0	0	0	0
SA > VI (TIII) (%)	0.01	0	0	0	0	0	0

Au contraire, pour le cadmium, il semblerait que le fait-même de consommer des légumes issus de terres contaminées soit la cause principale de classification des terres comme étant à risque. En effet, aucune parcelles agricoles wallonnes ne possède des teneurs attendues en cadmium supérieures au valeurs seuils et d'intervention du type d'usage I, ce qui n'est pas le cas avec les valeurs seuils d'intervention du type d'usage II et III. Or, le passage du type d'usage I à II et III n'implique comme changement d'hypothèse que le fait de consommer ou non des produits agricoles cultivés sur ces terres. L'analyse qui suit se porte sur tous ces changements d'hypothèses.

Etant donné que les valeur seuils et d'intervention définies par le GRER ont été déterminées par le logiciel RISC Human©, et étant donné que ce logiciel n'est plus commercialisé, l'analyse de l'impact du changement d'hypothèse sur les valeurs seuil et d'intervention s'est effectuée en utilisant le modèle S-RISK©. Ce logiciel est similaire au logiciel RISC Human dans sa conception, mais il diffère de ce dernier par certaines valeurs d'entrée telles que les données relatives aux polluants (ex. K_d , pK_a), les conditions du sol standard (ex. pH, %MO) et la détermination du régime alimentaire (ex. % d'auto-consommation, quantité de légumes ingérés quotidiennement). Pour plus d'informations sur les équations et valeurs utilisées dans le modèle S-RISK, se référer aux documents en ligne disponibles à l'adresse suivante : <https://www.s-risk.be/documents>.

Les différences d'hypothèses et conditions entre ces deux modèles sont reprises au

Tableau 23. Nous pouvons y voir que les hypothèses utilisées dans les deux modèles sont relativement similaires.

Table 23: Comparaison des hypothèses entre les modèles S-RISK et RISC-Human pour les usages de type II (TII) et III (TIII). * Le facteur de bio-accessibilité n'est pas considéré. La biodisponibilité pour l'homme est égale à la disponibilité du polluant dans le vecteur (aliment) utilisé pour l'élaboration de la valeur toxique de référence. VC = voies de contamination, AC = auto-consommation.

	RISC Human	S-RISK
Caractéristiques du sol		
pH du sol standard	6	5
% MO du sol	1.6	2
% argile du sol	12	10
CEC (meq/ 100 g)	10.5	10.8
Hypothèses liées à l'ingestion		
VC considérées (TII)	Identiques (cfr Tableau 11)	
VC considérées (TIII)	Identiques (cfr Tableau 11)	
Taux d'AC (TII) (%)	50	100 <i>(sauf pomme de terre : 50)</i>
Taux d'AC (TIII) (%)	20	Variable <i>entre 10 (légumes tiges) et 52 (bulbes)</i>
Facteur de biodisponibilité	Identique (1*)	
Formule de transfert sol-plante	Identiques ($C_{plante} = BCF * C_{sol}$)	
BCF (Cd)	± Identiques	
BCF (Cr)	± Identiques	
BCF (Pb)	Tendance : 2 à 10 fois plus grand pour RISC Human	

Table 24: Hypothèses sous-jacentes aux scénarii testés dans S-RISK. Le sol standard correspond au sol généralement utilisé par le modèle S-RISK.

	pH	% MO	% argile
Sol standard	5	2	10
Sol sableux	4.9	1	3.6
Sol limoneux	5.5	0.9	15.5
Sol argileux	5.7	1.7	23.4

donnés au Tableau 25.

Quatre scénarii vont être testés dans le logiciel S-RISK afin de voir, d'une part, l'influence des hypothèses (ex. taux de consommation) et, d'autre part, l'influence du milieu (ex. pH, % MO, % argile) sur la détermination des valeurs seuils. Les différents scénarii sont repris au Tableau 24. Pour chacun des scénarii, deux types d'usage ont été considérés : l'usage agricole (Usage II) et l'usage résidentiel avec potager (Usage III). Les résultats des scénarii sont

À ces scénarii, s'ajoutent un scénario supplémentaire : un sol semblable à celui utilisé pour le développement des valeurs seuils du GRER. Il possède les caractéristique suivante : $C_{org} = 1.6 \%$, teneur en argile = 12%, $pH_{eau} = 6$ et $CEC = 10.5$ meq/100g. Etant donné que, dans S-RISK, la mesure de pH est donnée en pH_{KCl} et non pH_{eau} , il a fallu transformer le pH_{eau} égal à 6 en pH_{KCl} . Le passage d'un pH à l'autre n'est pas évident et peut varier de -0.2 à -1.5 pour le passage du pH_{eau} au pH_{KCl} . Nous prenons dans cette analyse les deux valeurs extrêmes de pH possibles pour tenir compte de toute la gamme de pH_{KCl} englobée sous un pH_{eau} de 6. La valeur minimale du pH_{KCl} correspondante est de 4.5 et sa valeur maximale est de 5.8. Ces deux cas correspondent respectivement aux dénominations *sol GRER 1* et *sol GRER 2* dans le Tableau 25. Cette analyse a été réalisée uniquement pour le type d'usage II.

Table 25: Résultats des valeurs seuils (ppm) déterminées sur base des scénarii testés dans S-RISK pour le Cd, Cr III et Pb. Les chiffres sans parenthèse correspondent à la valeur seuil pour un risque total de 1, les chiffres entre parenthèse correspondent à la valeur seuil pour un risque d'ingestion uniquement orale égal à 1.

	Sol standard	Sol sableux	Sol limoneux	Sol argileux	Sol GRER 1	Sol GRER 2
<i>Cd</i>						
VS (Usage II)	8.8 (21.3)	8.5 (20.7)	10.2 (24.5)	10.8 (25.8)	7.4 (18.2)	11.1 (26.4)
VS (Usage III)	22 (57.7)	21.5 (56.3)	24.6 (64.6)	25.6 (67.2)		
<i>Cr III</i>						
VS (Usage II)	100.9 (101.0)	100.9 (101.0)	101.0 (101.1)	101.0 (101.1)	100.9 (101.0)	101.0 (101.1)
VS (Usage III)	144.5 (144.6)	144.5 (144.6)	144.5 (144.6)	144.5 (144.6)		
<i>Pb</i>						
VS (Usage II)	246.9 (249.1)	246.2 (248.5)	249.6 (251.9)	250.5 (252.8)	243.3 (245.6)	250.9 (253.2)
VS (Usage III)	281.9 (284.8)	283.6 (286.5)	283.1 (286.0)	283.6 (286.5)		

Le pourcentage de surfaces agricoles dont les teneurs attendues en ETM dépassent les valeurs seuils est de 0% pour le plomb et le cadmium (toutes situations considérées), de 0% pour le chrome avec l'usage de type III et de 0.003% avec l'usage de type II (tout type de sol confondu). Ce dernier chiffre, bien que discriminant certaines terres comme potentiellement à risque, est très faible. De manière générale, l'impact du sol sur l'évaluation du risque reste relativement faible pour le chrome et le plomb. De fait, les valeurs seuils varient seulement de 0 à 3% entre les différents scénarii de sols. Cette variation est plus élevée avec le cadmium (environ 30%) et s'explique principalement par la variation du pH. **Dès lors, une attention particulière au type de sol lors de l'implémentation du système d'observation devra être apportée pour le cadmium.**

Il à noter que les résultats du chrome s'effectuent sur le chrome III et non VI car il s'agit de l'unique choix possible dans le logiciel S-RISK. Si les données s'effectuaient

sur le chrome VI, les valeurs seuils seraient vu à la hausse et il est fort probable que les teneurs attendues en Région wallonne sur les terres agricoles soient toutes inférieures aux valeurs seuils ainsi obtenues.

Il peut sembler surprenant que les valeurs seuils données entre les deux modèles (S-RISK et RISC Human) soient si différentes alors que les hypothèses de base sont similaires. Cela est d'autant plus marquant lorsqu'on regarde la variation des valeurs seuils lors du passage d'un modèle à l'autre comparé à la variation liée au changement des caractéristiques du sol. En effet, le changement de valeur d'un logiciel à l'autre varie, respectivement pour le cadmium, le chrome et le plomb, d'un facteur 8 à 40, 0.5 à 6 et 2 à 20 (comparaison des valeurs seuils des Tableau 22 et 25). Les variations entre les modèles sont toujours plus élevées pour l'usage de type II que III.

En fait, cette variation provient essentiellement des hypothèses faites sur le régime alimentaire et l'ingestion quotidienne moyenne de sol par les humains. En effet, une analyse rapide a mis en évidence que les valeurs d'entrées des modèles étaient différentes en ce qui concerne la masse pondérale représentative des classes *enfants* et *adultes* et l'ingestion de terre quotidienne (Tableau 26). Ces différences faisaient varier les valeurs seuils du simple au double, voir quadruple, lors du passage du modèle RISC Human à S-RISK. Les différences de consommation de viande et des coefficients de transfert du sol ou de la plante vers la viande justifient, quant à elles, une multiplication des valeurs seuils par un facteur de 2 à 10 lors du passage RISC Human à S-RISK. Cela explique, par la même occasion, le fait que la variation entre les valeurs seuils d'un modèle à l'autre est plus élevée pour l'usage de type II par rapport à l'usage de type III puisque l'usage de type II inclut la consommation de viande, contrairement à l'usage de type III.

Puisque la détermination des caractéristiques du sol joue un rôle très faible dans la variation des valeurs seuils et d'intervention comparé aux hypothèses relatives au régime alimentaire, nous comprenons l'importance du choix des hypothèses de régime alimentaire sous-jacentes à la détermination des valeurs seuils et d'intervention. Selon le modèle S-RISK, aucune parcelles agricoles en Région wallonne n'est ni à risque, ni potentiellement à risque (mis à part les 0.003% dans le cas du chrome pour l'usage de type II), tandis qu'avec le modèle RISC Human plus du tiers du territoire est classé comme à risque avec intervention immédiate requise et le reste du territoire est classé comme potentiellement à risque, alors que les mêmes équations de transfert sont utilisées pour les deux modèles.

Puisque les différences de risques se basent sur des différences de régimes alimentaires et puisqu'une étude plus approfondie du régime alimentaire belge sort du cadre de cette étude, lors de la mise en place du système d'observation du sol, il

Table 26: Comparaison des hypothèses entre les modèles S-RISK et RISC-Human relatives aux poids moyens des enfants et adultes et à la contamination et consommation de viande. BTF = Facteur de transfert du sol vers la viande ((mg polluant/kg viande)/(mg polluant/j)). L'âge des enfants sous le modèle RISC Human est de 7 ans, et sous S-RISK compris entre 3 à 10 ans. L'âge des adultes sous le modèle S-RISC est compris entre 18 à > 60 ans.

	RISC Human	S-RISK
Poids moyens de la population (kg)	15 (enfants) 70 (adultes)	de 12.3 à 28.6 (enfants) de 68.5 à 74 (adultes)
Taux d'ingestion de sol (mg/j)	200 (enfants) 100 (adultes)	de 78 à 152 (enfants) de 53 à 89 (adultes)
Consommation de viande (g/j)	142 (enfants) 284 (adultes)	de 10 à 54 (enfants) de 40 à 130 (adultes)
Consommation de lait (L/j)	Identiques ($\pm$)	
BTF (j/kg viande) (Cd)	$1.3 \cdot 10^{-2}$	$2.2 \cdot 10^{-2}$ (mouton) $1.4 \cdot 10^{-4}$ (boeuf)
BTF (j/kg viande) (Cr III)	$1.3 \cdot 10^{-2}$	$4.5 \cdot 10^{-3}$ (mouton/boeuf)
BTF (j/kg viande) (Pb)	$1.3 \cdot 10^{-2}$	$8.9 \cdot 10^{-2}$ (mouton) $6.7 \cdot 10^{-5}$ (boeuf)

faudra se référer à la législation belge et européenne pour vérifier la conformité des teneurs en éléments traces dans les productions agricoles.

Par ailleurs, seule la production agricole sera considérée. En effet, si les concentrations dans les fourrages et herbe de prairie sont respectées, la contamination via le bétail et de la production laitière est négligeable. En ce qui concerne l'ingestion de terre par les enfants et adultes, elle est loin d'être limitante. De fait, une comparaison des valeurs toxicologiques avec les concentrations correspondantes dans le sol montre que les concentrations pour les éléments traces métalliques peuvent être plus de 10 fois supérieures aux concentrations attendues actuelles en Région wallonne. Ces calculs ont été effectués en considérant des taux d'ingestion de terre de 24 et 91 mg/j, correspondant respectivement aux médiane et percentile 95 d'ingestion de terre trouvés par Bellenfant et al. [2012] (Tableau 27). Ces résultats sont également confirmés par le fait que les valeurs seuils données dans l'usage de type I sont largement supérieures aux valeurs seuils données dans les usages de type II et III alors qu'ils considèrent tous l'ingestion de terre comme voie de contamination pour la santé humaine. L'ingestion de produits agricoles issus de terres contaminées est donc la voie principale de contamination pour la santé humaine et c'est sur celle-ci que se basera le système d'observation.

Table 27: Concentrations maximales autorisées dans les sols compte tenu du taux d'ingestion de sol (IS) (Source : Bellenfant et al. [2012]) et des valeurs toxicologiques de référence (Source : US EPA (1995), RIVM (2001), OMS (2004), WHO (2015)) pour les différents ETMs. kg_{bw} = poids corporel en kilogrammes, m,s, et j = respectivement mois, semaine et jour. Hypothèses de poids corporel : Adultes (A) = 70 kg, Enfants (E) = 15 kg.

	Cd	Cr III	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
IS (mg/j)	Médiane (M) = 24 ; Percentile 95 (P95) = 91						
Normes	25	5	0.5	4	0.002	0.025	0.3 à 1
(unité)	($\mu g/kg_{bw}/m$)	($mg/kg_{bw}/j$)	($mg/kg_{bw}/j$)	($\mu g/kg_{bw}/s$) 0.2 ($\mu g/kg_{bw}/j$)	($mg/kg_{bw}/j$)	($g/kg_{bw}/s$)	($mg/kg_{bw}/j$)
Source	WHO	RIVM	WHO	WHO OMS	US EPA	WHO	WHO
Normes A (mg/j)	0,058	350	35	0.01 à 0.04	0.14	0.25	21 à 70
Normes E (mg/j)	0,013	75	7.5	0.003 à 0.009	0.03	0.05	4.5 à 15
Concentrations correspondantes dans le sol (ppm) pour :							
A - M	2431	$1.5*10^7$	$1.45*10^6$	583 à 1700	$5.8*10^4$	$1.0*10^4$	$8.8*10^5$ à $2.9*10^6$
A - P95	641	$3.8*10^6$	$3.8*10^5$	154 à 440	$1.5*10^3$	$2.7*10^3$	$2.3*10^5$ à $7.7*10^5$
E - M	520	$3.1*10^6$	$3.1*10^5$	125 à 357	$1.3*10^3$	$2.2*10^3$	$1.9*10^5$ à $6.3*10^5$
E - P95	137	$8.2*10^5$	$8.2*10^4$	33 à 94	330	589	$4.9*10^4$ à $1.6*10^5$

3.4 Conclusion

Trois voies de contamination sont à explorer lors de l'évaluation des risques de pollution des sols. Ces voies sont les mêmes que celles reprises par le GRER pour déterminer les valeurs seuils et d'intervention.

La première voie de contamination correspond à la contamination des nappes. Vu les seuils élevés du GRER pour cette voie de contamination, et vu qu'en Région wallonne, aucun problème n'est détecté pour les éléments traces au niveau des nappes, les valeurs seuils et d'intervention du GRER sont gardées. Pour ces mêmes raisons, cette voie de contamination ne sera pas intégrée dans le réseau d'observation.

La deuxième voie de contamination concerne la toxicologie pour les écosystèmes et microorganismes du sol. Selon les valeurs seuils et d'intervention du GRER, et vu les teneurs attendues maximales des sols agricoles wallonne, quatre éléments traces sont à risque (Cd, Cr, Ni et Zn) ; ils interviennent tous dans les problèmes liés à la toxicité pour les espèces et processus, tandis que seulement le Cd et le Zn interviennent dans les problèmes liés à la chaîne trophique supérieure (ex. bétail). Mis à part le Zn, pour lequel un dépassement de la valeur d'intervention a lieu, aucun élément trace n'est réellement à risque puisque seule la valeur seuil est dépassée.

En appliquant un facteur A/L aux valeurs du GRER, il a été possible de modifier légèrement celles-ci. Cependant, les valeurs du GRER tenaient compte d'un fond géogénique inerte beaucoup plus élevé que celui réellement rencontré en Région wallonne. Dès lors, l'augmentation des valeurs apportée par le facteur A/L a été contrebalancé par une diminution des valeurs en utilisant un fond géogénique adapté

à la Région wallonne, basé sur les données Pollusol. L'un dans l'autre, les nouvelles valeurs calculées sont similaires aux valeurs obtenues par le GRER. Par ailleurs, il est à noter que si nous utilisons les valeurs seuils et d'intervention du GRER pour l'usage de type III, aucune terre agricole wallonne n'est considérée comme à risque ou potentiellement à risque. L'évaluation du risque dans ce type d'usage diffère du type d'usage II seulement par le fait que 60% des récepteurs biologiques sont protégés au lieu de 80%. Si nous considérons que ce niveau de protection est suffisant, les seuils du GRER pour l'usage de type III peuvent être utilisés et le système d'observation du sol ne prendra pas en compte l'aspect de toxicologie pour les espèces et processus.

En ce qui concerne la chaîne trophique supérieure, l'analyse s'est portée sur des références européennes et des ordonnances animalières pour déterminer les quantités maximales en Cd (1,12 mg/kg m.s.) et Zn (150 mg/kg m.s.) autorisées dans la diète, tout en tenant compte du taux d'humidité moyen dans les aliments de la diète afin de tout rapporter, in fine, par kilogramme de matière sèche. Contrairement au GRER, seules ont été considérées l'ingestion de terre et de fourrage. De fait, l'absorption de Cd et de Zn via la peau, l'ingestion d'eau ou l'inhalation a été jugée comme négligeable. L'analyse s'est faite sur plusieurs taux de contamination en terre des aliments, pour tenir compte de la contamination en période sèche ou humide, tandis que, dans le GRER, une donnée unique est fournie (égale à 8,3%). Pour le cadmium, n'ayant pas de corrélation jugée suffisante pour les BCF, la concentration maximale (percentile 90) présente dans les plantes, tout type de sol confondu, a été utilisée. Pour le cadmium, selon les espèces de plantes considérées, les valeurs seuils varient fortement. Cependant, mis à part le cas du plan de maïs entier, les valeurs seuils ne discriminent qu'une faible partie des surfaces agricoles comme à risque et pourraient, dès lors, être utilisées par la suite. Étant donné que pour le plan de maïs complet, la majeure partie de la Région wallonne serait détectée comme à risque, une attention particulière doit être apportée à cette espèce. Pour le zinc, si une teneur de 300 ppm est autorisée dans la diète, les teneurs attendues du sol en Région wallonne ne sont pas problématiques sauf en condition très humide avec le pâturage des moutons (pourcentage de terre ingérée par rapport à la quantité totale ingérée = 25%). Il est donc raisonnable de considérer que le zinc n'est pas problématique pour la contamination du bétail.

La dernière voie de contamination analysée concerne la santé humaine. Pour celle-ci, seuls sont problématiques le Cd, Cr et Pb, ainsi que le Ni dans une moindre mesure (seulement 0,4% des superficies agricoles dépassent la valeur seuil). Une analyse des hypothèses s'est effectuée via le logiciel S-RISK. Ce logiciel comporte quelques différences d'hypothèses par rapport au logiciel Human RISC utilisé précédemment pour déterminer les valeurs seuils et d'intervention du GRER. Ces différences permettent d'expliquer la grande variabilité de valeurs seuil et d'intervention estimées dans les deux modèles, qui provient essentiellement de :

- Masse moyenne pondérale des enfants et adultes
- Taux de transfert du sol et des plantes vers les animaux
- Quantité de bétail consommée

Etant donné que la masse pondérale moyenne par classe d'âge nécessite des calculs démographiques complexes sortants du cadre de cette étude, et que le taux de transfert sol/plantes/animaux et la quantité de bétail consommée peuvent être négligés vu que le bétail est considéré comme sain via l'analyse de la toxicologie pour les espèces et processus, une analyse plus approfondie des hypothèses n'a pas été réalisée. Il peut être raisonnablement considéré que les nouvelles valeurs obtenus, limites inférieures et supérieures, via le logiciel S-RISK, sont valables et peuvent servir d'aide pour discriminer les zones à risque. Le système d'observation permettra de valider ce constat.

Il est à noter qu'avec les nouvelles valeurs calculées, seul le Cr dépasse encore la valeur seuil. Cependant, cela concerne une faible superficie agricole (0,003%). Par ailleurs, l'étude se base sur le Cr III or seulement le Cr VI devrait être analysé. La valeur seuil du Cr pourrait donc être revue à la hausse. Dans ce cas, il est probable qu'aucun problème au niveau de la contamination des sols en éléments traces ne soit constaté en Région wallonne vis-à-vis de la santé humaine.

Les limites inférieure et supérieure à utiliser sont reprises dans le Tableau 28. Une validation de ces valeurs est prévue lors de la conception en place du système d'observation.

Table 28: Limites inférieures (LI) et supérieures (LS) à utiliser à la place des valeurs seuil (VS) et d'intervention (VI) données par le GRER. Les cellules grisées foncées correspondent aux nouvelles valeurs calculées (LI et LS), tandis que les cellules blanches correspondent aux anciennes valeurs du GRER jugées suffisantes compte tenu des concentrations en Région wallonne (VS et VI). Les cellules gris clair indiquent que les valeurs seuils finales retenues pour le nickel et le zinc, basées sur les limites pour les écosystèmes, proviennent du type d'usage III.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Contamination des nappes							
VS _N	12	15544	587	177	458	2492	4156
VI _N	48	31088	1174	708	1832	9968	8312
Ecosystèmes							
Espèces et processus							
a. Usage de type II							
VS _E ou LI	4.3	72.6	46	4.6	79.9 - 193.1	192	156
VI _E ou LS	17	177	144	20	201	703	600
b. Usage de type III							
VS ou LI	9.8	125	110	13	153	279	232
VI ou LS	50	522	288	56	300	700	710
Chaîne trophique supérieure							
VS _{betail} ou LI	3.5	8838	46	4.6	154.6	192	615
VI _{betail} ou LS	idem Espèces et Processus						2670
Santé humaine							
VS _H ou LI	8.5	100.9	102	0.5	618.9	246.2	532
VI _H ou LS	21.5	144.5	511	4.8	266	281.9	1065
Minimum des voies							
VS ou LI	3.5	72.6	46	0.5	153	192	232
VI ou LS	17	144.5	144	4.8	201	281.9	600

Part II

Revue bibliographique : système d'observation des sols

Les premiers systèmes d'observations du sol qui ont été implémentés en Europe avaient surtout pour vocation la classification des sols d'un point de vue géologique, ainsi que la détermination de certaines caractéristiques du sol en vue d'en améliorer la fertilité [van Duijvenbooden, 1998]. Ce n'est que vers les années 90's que l'aspect environnemental a été introduit dans les réseaux de surveillance [Moolenaar et al., 1997, King and Montanarella, 2002]. Il provient de la prise de conscience du fait que le sol est une ressource non renouvelable apportant de nombreux services et biens écosystémiques et du fait que, afin de favoriser sa protection et sa pérennité, il convient de le surveiller [King and Montanarella, 2002, Morvan et al., 2008]. Dans cette optique, un système d'observation du sol est défini comme "*... un ensemble de sites/zones où les changements des caractéristiques du sol sont documentés à travers des évaluations périodiques d'un ensemble étendu de paramètres du sol*" [Morvan et al., 2008].

Par ailleurs, puisque les réseaux de surveillance visent, entre autres, à surveiller la qualité du sol, il convient de définir également la notion de qualité du sol. Cette notion, donnée par Karlen et al. [1997], est définie comme étant "*l'aptitude d'un type de sol spécifique à fonctionner, dans ses limites d'écosystème naturel ou exploité, afin de soutenir la productivité des plantes et des animaux, de maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et de l'air, et de supporter la vie et santé des êtres humains*".

L'indice de qualité des sols se réfère donc à des attributs du sol mesurables qui influencent la capacité du sol à réaliser ses fonctions environnementales ou agricoles [Arshad and Martin, 2002]. Selon Arshad and Martin [2002], trois composantes doivent y être intégrées :

- la capacité du sol à améliorer la production agricole (composante de productivité)
- la capacité du sol à atténuer les contaminations environnementales, les pathogènes et les dommages hors site (composante environnementale)
- le lien entre la qualité du sol et la santé des plantes, des animaux et des êtres humains (composante de santé)

Les résultats d'un indice de qualité du sol peuvent, ensuite, être comparés à des valeurs seuils afin de décider quelles mesures il convient de prendre vis-à-vis du sol analysé [Arshad and Martin, 2002]. Les valeurs seuils étant nécessaires à l'utilisation d'un indice de qualité du sol, il convient également de définir cette notion. Selon Arshad and Martin [2002], une valeur seuil, ou valeur critique, est "*une gamme désirable de valeurs, pour un indicateur de sol déterminé, qui doit être maintenue pour permettre le fonctionnement normal de l'écosystème que constitue le sol*". Cette définition montre à quel point il est difficile de déterminer des valeurs seuils pour un indice de qualité donné puisque, en fixant une telle valeur, il faut s'assurer au

préalable qu'elle n'est pas néfaste, et ce pour toutes les fonctions du sol. Par ailleurs, les limites critiques changent fortement selon la culture mise en place. Par exemple, une diminution de pH à une valeur de 6.5 réduit les rendements de l'alfalfa alors qu'il faut attendre une diminution de pH à une valeur de 4.0 pour que les rendements des myrtilliers soient visibles [Doll, 1964].

Afin d'intégrer la notion d'environnement dans la gestion des sols, de nombreux réseaux de surveillance des sols ont vu le jour en Europe. Ils se sont développés selon les législations et les préoccupations propres à chaque pays ou région, et il en ressort une grande hétérogénéité dans le type de réseaux existants (densité du réseau, choix des zones d'échantillonnage, nombre de (sous) échantillons, profondeur d'échantillonnage, paramètres mesurés, méthodes analytiques pour déterminer les paramètres) [van Duijvenbooden, 1998, King and Montanarella, 2002, Morvan et al., 2008]. Cela est renforcé par le fait que les réseaux de surveillance doivent répondre à des conditions pédologiques et climatiques très différentes d'un pays à l'autre [Theocharopoulos et al., 2001]. Cette hétérogénéité empêche, malheureusement, la comparaison des résultats entre pays, et parfois au sein des pays eux-mêmes. Une harmonisation des réseaux serait donc nécessaire [van Duijvenbooden, 1998, Theocharopoulos et al., 2001, Nortcliff, 2002, Morvan et al., 2008] et est également indispensable pour permettre une analyse temporelle à long terme [van Duijvenbooden, 1998].

Puisqu'il existe une grande hétérogénéité dans les réseaux de surveillance des sols en Europe, au lieu d'analyser au cas par cas les systèmes existants, les tendances générales de ces réseaux sont analysées conjointement, dans la suite de la revue bibliographique, afin d'en tirer les avantages et inconvénients communs. Par ailleurs, Arshad and Martin [2002] précisent qu'une stratégie d'échantillonnage est une suite de processus menant à un set de données qui correspondent aux objectifs de l'étude et aux caractéristiques du terrain étudié. Cette suite de processus doit comprendre les étapes suivantes [Nortcliff, 2002, Arshad and Martin, 2002] :

- Identification des objectifs de l'étude
- Sélection des paramètres à étudier et indicateurs relatifs
- Identification des sites d'analyse et description
- Développement d'un protocole d'échantillonnage en conformité avec les trois étapes précédentes
- Echantillonnage et stockage des échantillons
- Préparation et pré-traitement des échantillons
- Analyse des échantillons et présentation des résultats

- Interprétation des résultats en relation avec l'objectif de l'étude
- Plan d'actions selon les interprétations

La revue bibliographique, ici présente, suit donc le même schéma. Premièrement, les différents paramètres du sol (biologiques et physico-chimiques) pouvant servir d'indicateur de qualité seront passés en revue. Ensuite, nous aborderons les principes statistiques d'échantillonnage permettant, entre autres, le choix des parcelles d'étude, des localisations d'échantillonnage et les mesures à prendre lors de l'échantillonnage. Finalement, nous aborderons quelques points importants à considérer lors du traitement et de l'analyse des échantillons de sol et les incertitudes liées aux mesures.

1 Questions et objectifs de l'étude

Le sol est une structure complexe. Par conséquent, beaucoup de ses propriétés peuvent être mesurées et déterminées comme nous le verrons plus loin (cfr Section 2). Bien définir les objectifs de mesure est, dès lors, indispensable pour choisir les indicateurs les plus appropriés à la tâche [Arshad and Martin, 2002, Nortcliff, 2002, Bastida et al., 2008]. Par ailleurs, le plan d'échantillonnage doit être développé de telle sorte que les résultats d'analyses puissent répondre aux questions posées et aux objectifs fixés. Dès lors, la première étape d'un plan d'échantillonnage doit forcément passer par la détermination claire et précise des objectifs de l'étude [OFEFP, 2003]. Les principaux objectifs liés à l'analyse de pollution dans le sol consistent à déterminer la présence de polluants dans les sols, à évaluer l'ampleur de cette pollution et à la caractériser spatialement [centre d'expertise et analyse environnementale Québec, 2010]. De plus, le fait de fixer clairement les objectifs de l'étude permet, dans le futur, de déterminer si le set de données ainsi récolté peut servir à d'autres études ayant des objectifs similaires [OFEFP, 2003].

Il est à noter que la définition des objectifs peut être effectuée en plusieurs étapes. Par exemple, nous pouvons dans un premier temps effectuer des analyses préliminaires sur le terrain afin de déterminer la présence de polluants et leurs types. Et, dans un deuxième temps, caractériser le niveau de contamination et la distribution spatiale des polluants présents sur le site d'étude [centre d'expertise et analyse environnementale Québec, 2010].

Au niveau mondial, la diversité d'objectifs dans les réseaux d'observation du sol est un des facteur explicatif de la grande diversité des plans d'échantillonnage utilisés [King and Montanarella, 2002]. Par exemple, le programme AESA en Alberta vise à mesurer l'impact de la topographie sur la qualité du sol. Ses données sont, par conséquent, prélevées le long d'un transect. En Lituanie, un programme national d'observation de pollution des sols a été mis en place. Il évalue les teneurs en pollution sur tout le territoire avec une maille de 20 x 20 m². Finalement, La Hollande

a implémenté un réseau de surveillance afin de mesurer la pollution diffuse dans les zones rurales. La densité d'échantillons par province est basée sur la variabilité des concentrations en polluants mesurées a priori dans chaque province [Winder, 2003].

2 Indicateurs analysés

Bien que beaucoup d'études affirment que la mise en place de réseaux de surveillance du sol est essentielle (plus de 94.000 publications depuis 1940), peu d'entre elles proposent réellement un indice de qualité du sol (moins de 900) [Bastida et al., 2008] et encore moins définissent des seuils d'intervention pourtant indispensables à une étude des sols. En effet, ces derniers servent à déterminer le moment à partir duquel un sol n'est plus capable de maintenir normalement ses différentes fonctions [Arshad and Martin, 2002].

Etant donné que le sol est une structure complexe et qu'il existe de nombreuses interactions entre ses différentes propriétés (chimiques, physiques et biologiques), il est relativement malaisé d'établir un lien clair et précis entre un paramètre du sol donné et un indicateur de mesure [Nortcliff, 2002, Bastida et al., 2008]. Par ailleurs, le sol est un système très hétérogène et l'utilisation d'un indicateur dans un lieu donné peut donner des résultats complètement différents et non comparables sur un autre lieu d'analyse [Wang and Gong, 1998, Bastida et al., 2008]. De plus, un sol peut être défini comme étant de grande qualité lorsqu'on regarde une de ses fonctions, mais peut ne plus l'être si l'on regarde une autre de ses fonctions. Il en ressort que plusieurs propriétés du sol peuvent servir d'indicateur de qualité du sol [Nortcliff, 2002]. Dès lors, il est souvent préférable de prendre des indicateurs ayant déjà été validés sur des zones d'études similaires à la zone d'étude qu'on souhaite analyser. Il est également recommandé d'utiliser des indicateurs qui incluent à la fois des propriétés physico-chimiques du sol, mais également des propriétés biologiques du sol [Sojka and Upchurch, 1999, Nortcliff, 2002, Gelsomino et al., 2006, Bastida et al., 2008, Bone et al., 2010].

Selon Nortcliff [2002], la sélection des indicateurs de qualité du sol devrait également se baser sur l'utilisation du territoire, les relations existant entre la fonction analysée du sol et l'indicateur, la facilité et la fiabilité de la mesure, les schémas spatio-temporel de variabilité des paramètres considérés et l'importance de cette variabilité, la sensibilité des mesures à détecter les changements, la compatibilité avec les programmes de surveillance des sols déjà existants, les compétences requises pour l'utilisation et l'interprétation de l'indicateur [Teng et al., 2014].

De manière plus générale, Bone et al. [2010] notent qu'un indicateur idéal pour la surveillance des sols doit entre autres :

- Posséder des bases (valeurs seuils, de référence et critiques) sur lesquelles s'appuyer pour comparer ses valeurs et observer un quelconque changement
- Fournir des mesures sensibles et opportunes de la capacité des sols à exercer une fonction donnée
- Etre applicable sur de larges zones, tout en étant assez spécifique pour être suffisamment sensible
- Etre bon marché et aisé dans son utilisation, sa mesure et sa collecte

Dans cette partie, les trois grandes manières de surveiller le sol (paramètres physico-chimiques, paramètres biologiques et méthodes non-destructives) sont détaillées avec leurs avantages et désavantages respectifs ainsi que leurs perspectives futures.

2.1 Paramètres physico-chimiques

La vulnérabilité des sols aux divers polluants dépend de plusieurs facteurs (ex. caractéristiques du sol analysé, situation hydrogéomorphique de la zone, utilisation des terres, type de polluants). Elle est fortement influencée par la mobilité des polluants au sein de la structure du sol et dépend donc du pH, du potentiel rédox, de la CEC et de la teneur en matière organique dans le sol [van Duijvenbooden, 1998, Steffen, 2014]. Mesurer ces paramètres peut, par conséquent, donner une indication utile sur le degré de vulnérabilité du sol [Arshad and Martin, 2002, Steffen, 2014]. À ces indicateurs, Arshad and Martin [2002] ajoutent d'autres indicateurs du sol jugés utiles pour la production agricole ; la teneur en matière organique, la profondeur de la couche supérieure du sol, l'infiltration, la respiration du sol et les concentrations en polluants. Parmi ces facteurs, le pH est le paramètre le plus répandu pour l'analyse de qualité des sols agricoles étant donné que les intrants agricoles peuvent influencer fortement sa valeur [Bastida et al., 2008].

Par ailleurs, Bastida et al. [2008] notent que, bien que la stabilité des agrégats du sol puisse être un indicateur physique utile dans l'estimation de la qualité de sols agricoles [Arshad and Martin, 2002, Bastida et al., 2008], les changements de qualité du sol suite à des contaminations est détectable plus facilement avec des paramètres biochimiques plutôt que physiques. De plus, les résultats de Sastre et al. [2001] montrent que les propriétés du sol sont souvent plus variables que les niveaux d'éléments traces métalliques dans le sol et nécessitent, dès lors, de prélever un nombre plus important d'échantillons pour estimer leur variabilité sur une parcelle donnée.

2.2 Paramètres biologiques

Les paramètres biologiques tels que la microflore du sol et les plantes ont également été étudiés comme indicateurs de pollution en ETMs dans le sol. Ces paramètres ont été introduits car les notions de biodisponibilité et de fraction réellement toxique dans le sol sont mieux saisies via les organismes vivant dans ou sur le sol plutôt que via les analyses chimiques habituellement effectuées [Harmsen, 2007, Lu et al., 2005]. De fait, plusieurs études montrent que les organismes du sol sont très sensibles aux changements qui se produisent au sein du sol et sont donc de bons indicateurs pour les évaluations à court terme [Nortcliff, 2002, Suthar et al., 2008, Tripathy et al., 2014]. Par ailleurs, l'analyse du sol via des facteurs biologiques permet de garder intact les conditions initiales du milieu et, par conséquent, de tenir compte de toute sa complexité, y compris de la capacité tampon du sol. Cette dernière est essentielle puisqu'elle permet, entre autres, de fournir à nouveau l'eau porale en ETMs lorsque ceux-ci ont été prélevés par des microorganismes ou des plantes. Cependant, elle n'est pas conservée et ne sait pas être étudiée avec des analyses chimiques classiques de solution porale du sol [Nowack et al., 2004, Calisi et al., 2013].

Puisque le compartiment biologique du sol joue un rôle important dans plusieurs fonctions du sol, que ce soit directement ou indirectement [Lavelle and Spain, 2001, Tripathy et al., 2014], il est important, lors de la mise en place d'un réseau de surveillance des sols, d'y inclure une analyse de surveillance des microorganismes vivant dans le sol, ainsi que de la toxicité des polluants à leur égard [Cluzeau et al., 2009].

Les facteurs biologiques du sol peuvent être classés en quatre grandes catégories [Cluzeau et al., 2009] :

- la macrofaune (ex. lombrics)
- la mésofaune (ex. collemboles [Youn-Joo et al., 2013] et acariens)
- la microfaune (ex. nématodes)
- la microflore (ex. biomasse microbienne et communautés bactériennes)

À ces catégories propres à la vie au sein du sol, s'ajoute une cinquième catégorie qui est la considération des plantes en tant que bioindicateur.

Il est à noter que la plupart des études se concentrent uniquement sur quelques indicateurs biologiques au lieu de considérer une large gamme d'organismes. En vue d'augmenter les connaissances vis-à-vis d'une gamme plus large de microorganismes pour déterminer les concentrations en ETMs du sol, un réseau de surveillance des sols s'est développé en Bretagne. Il s'agit du RMSQ BioDev [Cluzeau et al., 2009]. Cependant, puisque les résultats de ce réseau n'apportent pas d'avancées

substantielles quant à l'utilisation d'une gamme plus large de microorganismes au sein du sol [Cluzeau et al., 2009], et puisque peu d'organismes sont étudiées dans la littérature, seulement les résultats obtenus sur la macrofaune, catégorie du sol la plus étudiée, seront présentés ici. Les résultats sur les plantes et sur des méthodes assimilables aux processus biologiques seront ensuite décrits.

Macrofaune

L'analyse de la macrofaune, comme pour toute autre catégorie d'organismes du sol, peut s'effectuer à plusieurs niveaux. Les analyses les plus effectuées sont les analyses globales de diversité taxonomique et celles par biomarqueurs.

a. *Analyse globale de diversité*

L'analyse de l'abondance des catégories écologiques, de la richesse taxonomique et de la macrofaune totale met seulement partiellement en lumière les différences de pollution entre différents sols. Bien souvent, la diversité et la quantité d'individus de la macrofaune dépend plus de l'utilisation du territoire (forêt, terres agricoles, prairies) ou du type de végétations en surface plutôt que de la présence ou non de contaminants sur le site étudié [Nahmani and Rossi, 2003, Cluzeau et al., 2009, 2012]. De plus, Nahmani and Rossi [2003] ont observé qu'un indice basé sur la diversité taxonomique a tendance à mettre en évidence des variations de paramètres non liés à la pollution du sol (ex. taille de l'échantillonnage) en plus de la mise en évidence de contaminants dans le sol. Cela génère des sources d'incertitude quant à l'analyse des résultats de ces indices. Il est également à noter que l'amendement des terres agricoles, notamment via des boues d'épuration, a tendance à favoriser les communautés de microorganismes en leur fournissant de la matière organique, facteur limitant principal pour ces organismes. Ce résultat positif, peut cacher une diminution de la qualité des sols par introduction d'ETMs présents dans les amendements [Nahmani and Rossi, 2003, Tripathy et al., 2014]. La difficulté à l'établissement d'un lien précis entre la diversité du sol et des concentrations en contaminants dans le sol rend, dès lors, leur mise en pratique malaisée [Nahmani and Rossi, 2003].

Une solution pour pallier ce problème consiste à analyser la biomasse microbienne (MBC), non pas totale, mais en fonction de la teneur en matière organique (OC) [Tripathy et al., 2014]. De fait, les résultats de Tripathy et al. [2014] montrent un lien entre le rapport MBC/OC et la fraction labile des ETMs dans le sol ou, en d'autres mots, à la biodisponibilité des ETMs dans le sol. Par ailleurs, certains liens peuvent être établis entre la diversité de microorganismes du sol et le type de fertilisants ou pesticides utilisés sur des terres agricoles [Cluzeau et al., 2009, 2012]. L'analyse des microorganismes

pourrait donc être intégrée, dans le futur, aux réseaux de surveillance des sols. Néanmoins, des études approfondies doivent encore être menées afin d'établir un lien précis et quantitatif avec d'autres indicateurs physico-chimiques du sol et, également, pour définir des seuils utilisables dans les réseaux de surveillance des sols.

b. *Biomarqueurs*

Un biomarqueur est "*une réponse biologique (changement biologique ou comportemental) mesurée dans les tissus ou fluides, dans des parties de l'organisme ou au niveau de l'organisme en entier, et fournissant la preuve d'exposition aux effets toxiques de un ou plusieurs polluants*" [Depledge et al., 1993, Lagadic et al., 2000]. Les biomarqueurs peuvent être spécifiques (observation de l'exposition/effet d'une classe spécifique de constituants chimiques) ou généraux (observation d'un syndrome de stress général lié à l'effet intégré de plusieurs classes de contaminants) [Calisi et al., 2013].

Depuis une dizaine d'année, la communauté scientifique a vu un intérêt grandissant pour les biomarqueurs [Calisi et al., 2013]. Différentes études ont été menées aussi bien sur des sujets différents (ex. *Lumbricus terrestris* [Pérès et al., 2011, Calisi et al., 2013], *Lumbricus rebellus rebellus* [Pérès et al., 2011], *Eisenia foetida* [Bade et al., 2012], *Metaphire posthuma* [Suthar et al., 2008]), que sur des biomarqueurs différents (ex. stabilité de la membrane lysosomale [Calisi et al., 2013], activité de l'acétylcholinestérase [Calisi et al., 2013], changements dans l'hémoglobine du sang [Calisi et al., 2013], altération de la morphométrie des granulocytes [Calisi et al., 2013], expression du gène *Cd-mt* [Pérès et al., 2011], respiration basale [Yuangen et al., 2006]).

Les résultats des différentes études existantes montrent que les biomarqueurs offrent une voie intéressante pour la surveillance des sols et la prévention des effets écologiques néfastes [Sanchez-Hernandez, 2006, Rodriguez-Castellanos and Sanchez-Hernandez, 2007, Suthar et al., 2008, Pérès et al., 2011], notamment parce qu'ils indiquent les zones à grande biodisponibilité en ETMs plutôt que les zones à concentrations totales en ETMs élevées [Pérès et al., 2011]. Cela est particulièrement vrai lorsque le gène *Cd-mt* est analysé. De fait, ce dernier semble ne réagir qu'à la présence de cadmium dans le sol et pourrait donc être un indicateur de choix pour cet ETM spécifique [Pérès et al., 2011].

Néanmoins, il est à noter que les espèces peuvent s'adapter à leur environnement et que ces réponses d'adaptation pourraient être confondues avec des

réponses génétiquement programmées pour faire face à des contaminations en polluants. La difficulté à distinguer l'acclimatation de l'adaptation rend l'interprétation des résultats plus difficile [Pérès et al., 2011]. Par ailleurs, les effets d'une concentration donnée sur un microorganisme dépend de plusieurs paramètres dont le type d'espèce, la catégorie écologique de l'espèce, la saison d'analyse [Suthar et al., 2008]. Par conséquent, il est nécessaire de définir des seuils de référence pour interpréter correctement les résultats [Yuangen et al., 2006, Pérès et al., 2011]. Plusieurs études doivent donc être encore menées dans ce domaine avant qu'un bioindicateur puisse réellement servir de base pour déterminer les concentrations en ETMs au sein du sol [Suthar et al., 2008, Pérès et al., 2011].

Plantes

Puisque les plantes ont une tendance accumulatrice et permettent également d'analyser un milieu en tenant compte de toute sa complexité, il a été envisagé de suivre l'évolution des teneurs en ETMs au sein des plantes afin de déterminer les concentrations biodisponibles en ETMs du sol [Knasmüller et al., 1998, Skelly, 2003, Chandra and Kulshreshtha, 2004].

Les facteurs mesurés dans la littérature sont variés (concentration dans les feuilles, qualité du pollen, etc.) [Calzoni et al., 2007]. Il est à noter que Calzoni et al. [2007] observent que l'analyse du pollen pour *Rosa rugosa* est plus intéressante que l'analyse des concentration en ETMs dans les feuilles car, à de faibles concentrations en ETMs dans le sol, des conséquences négatives peuvent être observées sur le pollen sans pour autant être visibles dans les concentrations foliaires. Il semblerait donc que le pollen soit plus sensible à la présence d'ETMs au sein du sol [Mulcahy, 1981, Calzoni et al., 2007] et qu'une attention particulière devrait lui être apportée, d'autant plus que la qualité de ce dernier influence la survie de l'espèce. Par ailleurs, dans son étude, Calzoni et al. [2007] remarquent que les concentrations foliaires en ETMs dépendent plus des pollutions atmosphériques que des contamination du sol.

Gradient de diffusion en couche mince (GDM)

Dans plusieurs études, l'utilisation de gradient de diffusion en couche mince (GDM) est effective pour analyser la prise en ETMs par les plantes, ainsi que pour déterminer l'accumulation de certains ETMs dans l'intestin humain. Bade et al. [2012] a poussé ces études un peu plus loin en évaluant la possibilité d'utiliser les GDM comme indicateurs de biodisponibilité en ETMs du sol et comme indicateur de prélèvement d'ETMs par les microorganismes du sol.

Dans son étude, Bade et al. [2012] utilisent le facteur BSAF (Facteur d'Accumulation Biote-Sol) pour évaluer l'efficacité de la méthode DGM. Ce facteur est donné par l'Equation 16.

$$BSAF = \frac{C_x(ss)}{C_s} = \frac{k_{1,x}(s)}{k_{2,x}}, \quad (16)$$

Avec $C_x(ss)$ la concentration en ETM dans le vers à un taux constant de prélèvement (mmol/kg vers séché), C_s la concentration totale en ETM du sol sous la condition de biodisponibilité du sol (s) (mmol/kg de sol), $k_{1,x}(s)$ la constante du taux de prélèvement de sol par les vers (kg sol/kg vers séchés/jour), et $k_{2,x}$ la constante du taux d'élimination du vers (1/jour).

Les résultats de cette études montrent que l'utilisation du GDM est équivalente à l'utilisation de microorganismes (*Eisenia foetida*) pour déterminer les concentrations biodisponibles en ETMs (Pb, Cu et Zn) dans le sol. Malheureusement, malgré les résultats concluants de cette étude, de nombreuses études doivent encore être effectuées afin de déterminer des corrélations fiables entre l'utilisation de vers et l'utilisation de la méthode GDM pour des sols avec des caractéristiques différentes. De fait, le BSAF dépend fortement des conditions du sol et des concentrations initiales en ETMs au sein du sol. D'autres méthodes existent également pour apprécier l'activité biologique des sols (ex. la respirométrie, la colorimétrie des germes totaux). Ces méthodes pourraient être également soumise à une investigation plus poussée afin d'établir un lien entre les mesures et les teneurs en éléments traces dans le sol.

2.3 Systèmes non destructifs

L'avantage des méthodes dites non destructrices du milieu (ex. spectroscopie à réflectance, magnétométrie) réside dans le fait que ces méthodes ne nécessitent pas le prélèvement d'échantillons et peuvent s'effectuer sur de grandes surfaces aisément. Elles sont donc plus efficaces et moins coûteuses que les méthodes intrusives du sol développées précédemment [Shepherd and Walsh, 2002, Boyko et al., 2004, Awiti et al., 2008].

Plusieurs études ont été menées afin de déterminer le lien existants entre la contamination en ETMs du sol et les mesures de différents systèmes non destructifs (ex. la susceptibilité magnétique). Malheureusement, à l'heure actuelle, l'établissement d'un lien évident entre de telles mesures et la pollution du sol est rarement observé [Boyko et al., 2004, Baveye and Laba, 2015]. Par ailleurs, lorsque ce lien peut être effectué, il nécessite la calibration des instruments de mesures en laboratoire afin de tenir compte des caractéristiques propres au sol d'analyse. Cela alourdit les méthodes de détection de pollution du sol via ces méthodes [Boyko et al., 2004].

3 Identification des sites d'analyse et plan d'échantillonnage

3.1 Bases de l'échantillonnage pour des sols pollués

La représentativité et la fiabilité d'un réseau de surveillance des sols reposent sur trois étapes clés [Theocharopoulos et al., 2001] :

- l'échantillonnage du sol
- le pré-traitement des échantillons
- l'analyse des échantillons

Des erreurs d'analyse et de prélèvement surviennent à chacune de ces étapes et faussent en partie le résultat d'analyse (Figure 10). Lors de la mise en place d'un réseau de surveillance du sol, il convient donc de minimiser au maximum les erreurs pouvant survenir dans chacune de ces étapes et une description précise de chacune d'elles (y compris le stockage des échantillons) doit être réalisée [Nortcliff, 2002].

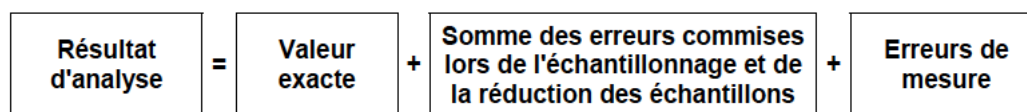


Figure 10: Erreurs de mesures et d'échantillonnage intervenant dans le résultat de l'analyse (Source : OFEFP [2003])

Cependant, Fortunati and Pasturenzi [1994] font remarquer que les erreurs d'échantillonnage sont souvent bien plus grandes que les erreurs liées à la préparation, à la manipulation et à l'analyse des échantillons du sol. Cela s'explique par le fait que les conditions en laboratoire sont mieux contrôlées que les conditions liées à l'environnement. De plus, la grande hétérogénéité de l'environnement, et plus particulièrement du système du sol, rend la standardisation des plans d'échantillonnage moins aisée que celle de l'analyse des échantillons en laboratoire [OFEFP, 2003]. La planification du schéma d'échantillonnage est donc délicate car elle doit permettre de détecter des changements de qualité du sol pouvant être cachés par l'hétérogénéité du sol et les fluctuations saisonnières [Arshad and Martin, 2002].

Les différentes étapes d'échantillonnage, depuis le choix des parcelles jusqu'aux quantités de sol analysées en laboratoire, s'effectuent par réduction progressive des échantillons du système analysé (Figure 11). Cette réduction permet d'éviter l'analyse de million de tonnes de sol constituant la zone d'étude, puisqu'on se base uniquement sur une analyse de quelques microgrammes de sol considérés comme représentatif de cette même zone. Comme évoqué dernièrement, le sol présente

une forte hétérogénéité et il faut s'assurer, lors de la conceptualisation du plan d'échantillonnage, que les étapes successives de réduction mènent à des portions représentatives autant que possible les unes des autres [OFEFP, 2003].

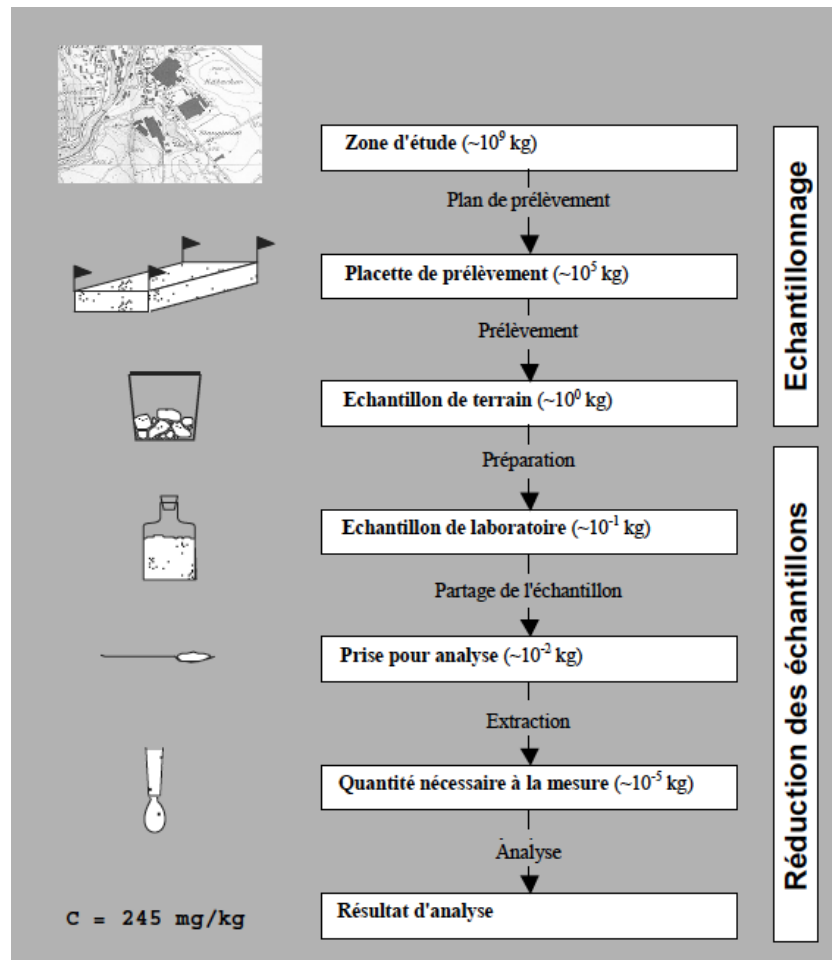


Figure 11: Stratégie d'échantillonnage et de réduction des échantillons (Source : OFEFP [2003])

Vu les remarques ci-dessus, il va de soi que le choix de la méthode d'échantillonnage est déterminant dans l'interprétation *a posteriori* des résultats [Wagner et al., 2000, Sastre et al., 2001]. Malheureusement, malgré cela, les études à ce sujet sont bien moins nombreuses que celles se référant aux techniques d'analyse en laboratoire [Theocharopoulos et al., 2001].

Les étapes concernant le modèle d'échantillonnage décrites ci-dessous (Section 3.3 et 3.4) proviennent principalement des manuels d'échantillonnage développés pour la Suisse [OFEFP, 2003] et le Québec [centre d'expertise et analyse environnementale Québec, 2010].

3.2 Démarches préalables au plan d'échantillonnage

Une fois que les objectifs de l'étude et les paramètres d'analyse ont été fixés, le plan d'échantillonnage à appliquer peut être conçu. Ce plan consiste à choisir des zones pertinentes par rapport aux objectifs et questions posées. Il se base sur des informations préalables (enquêtes) et un programme d'étude afin de justifier au mieux le choix des localisations.

3.2.1 Enquêtes préalables

Il s'agit de récolter des informations sur la zone d'étude et provenant de sources variées : recherche de documents, visite de terrain et consultations. Elles donnent des indications utiles sur les zones les plus atteintes par un niveau de pollution donné et permettent donc de construire les hypothèses de travail sur lesquelles se basera la conceptualisation du plan d'échantillonnage [OFEFP, 2003]. Ces hypothèses permettent également d'évaluer les risques pour la fertilité des sols et l'exposition de l'homme, des plantes et des animaux [OFEFP, 2003].

À titre d'exemple, l'OFEFP [2003] liste une série de questions qui sont utiles à l'établissement d'hypothèses de travail (Figure 12).

Critères	Questions à examiner
Polluants et voies de pénétration	- Des polluants d'origine géogène pourraient ils être présents dans le sol? - Quels polluants anthropogènes ont atteint le sol? - Comment ces polluants sont-ils parvenus dans le sol? - Quelles quantités de ces polluants sont en jeu et qui sont les pollueurs par comportement?
Etalement horizontal et vertical	- Quelle surface est affectée par la pollution? - Jusqu'à quelle profondeur la pollution s'étend-elle?
Délimitation horizontale et verticale	- Compte tenu du mode de pénétration considéré, la pollution peut-elle être délimitée nettement, à l'horizontale et à la verticale, ou décroît-elle de manière graduelle?
Modèle de pollution	- Où les polluants se sont-ils déposés dans les sols? - Quelles surfaces partielles ou quels horizons des sols sont les plus touchés? - La distribution des polluants est-elle plutôt hétérogène ou homogène?

Figure 12: Questions utiles pour formuler les hypothèses de travail (Source : OFEFP [2003]).

Lorsque les sites d'étude sont déterminés, il convient de compléter l'analyse avec

la description des sites. Cela permet une meilleure interprétation des résultats par la suite. La description du site concerne les informations suivantes [OFEFP, 2003] :

- rapports de propriété;
- croquis de situation;
- climat et pollution atmosphérique;
- relief;
- utilisation et couverture végétale;
- géologie et hydrologie;
- description du sol (profil pédologique)

3.2.2 Programme d'étude

Le programme d'étude sert à définir les lignes d'actions de la campagne d'échantillonnage en fixant la résolution voulue, les polluants recherchés, etc. Une synthèse des différents paramètres à prendre en compte et à définir sont repris à la Figure 13 [OFEFP, 2003].

3.3 Localisation spatiale des sites de prélèvement

Un dispositif de prélèvement est approprié si il permet de bien représenter la zone étudiée tout en ayant un nombre de prélèvement aussi faible que possible [OFEFP, 2003]. Il existe plusieurs manières de définir la localisation des sites de surveillance [OFEFP, 2003, Morvan et al., 2007]. Ces approches, basées sur des règles statistiques précises permettant d'échantillonner les individus d'une population sans engendrer de biais [Back, 2001], sont reprises ci-dessous.

3.3.1 Répartition aléatoire

Dans la répartition aléatoire, chaque localisation possède la même probabilité de sélection (Figure 14a) menant ainsi à une erreur systématique faible. Il s'agit de la seule méthode objective. Cependant, elle comporte de nombreux désavantages, à savoir, le grand nombre d'échantillons requis, son coût d'application et le fait que sa répartition ne soit pas proportionnelle aux différentes surfaces d'étude [OFEFP, 2003].

Cette méthode est utile lorsque l'on cherche à déterminer la moyenne de la population entière et lorsque cette dernière ne possède pas de tendance majeure [Back, 2001].

Zone d'étude	Délimitation de la zone d'étude
Echantillonnage	- Limite de résolution nécessaire (nombre de placettes de prélèvement) - Taille appropriée des surfaces partielles pour la détermination des teneurs en polluants (optimisation de l'étude et de l'élimination des surplus, par exemple des échantillons composés) - Précision nécessaire des résultats (nombre d'échantillons à double) - Précision nécessaire de la localisation, pour assurer la reproductibilité des prélèvements
Etudes complémentaires	- Description de profils: nature et nombre, paramètres à relever - Sondages à la tarière: nature et nombre - Propriétés caractéristiques des sols: nature et nombre d'échantillons (profondeurs de prélèvement) - Relevé de l'occupation actuelle des sols
Analyses	- Polluants à rechercher, avec indication des méthodes d'analyse - Propriétés caractéristiques des sols, avec indication des méthodes d'analyse
Mise en valeur et interprétation	- Normes d'évaluation (p. ex. valeurs réglementaires OSol) - Valeurs statistiques nécessaires (moyennes et extrêmes) - Données annexes (propriétés caractéristiques des sols, particularités de la placette) - Méthodes choisies pour l'interprétation (p. ex. évaluation qualitative, géostatistique, tests d'hypothèses et de signification)
Travail par étapes	- Méthode progressive pour les études complexes

Figure 13: Points à prendre en compte pour établir le programme d'étude (Source : OFEFP [2003]).

3.3.2 Répartition systématique

Dans la répartition systématique, les points d'échantillonnage suivent un schéma simple et sont séparés entre eux par une distance fixe, généralement selon une grille régulière à maille carrée [Back, 2001] (Figure 14c), bien que les mailles triangulaires ou rectangulaires puissent également être utilisées [OFEFP, 2003].

Des études statistiques montrent que l'échantillonnage selon une répartition systématique est préféré à d'autres méthodes de mesure lorsque l'on veut estimer les moyennes, les totaux et les schémas de contamination [Gilbert, 1987]. De fait, elle assure une meilleure couverture de la population qu'une méthode d'échantillonnage aléatoire [Sastre et al., 2001, OFEFP, 2003]. Elles requièrent moins de prélèvement que la répartition aléatoire et les prélèvements sont proportionnels aux surfaces. Cependant, le choix de la taille de la maille peut mener à des erreurs systémiques si celle-ci n'est pas appropriée aux objectifs de l'étude [OFEFP, 2003].

Les grilles sont particulièrement justifiées lorsqu'il faut cartographier les sols sur de grandes superficies [Morvan et al., 2008]. Ce schéma a été implémenté dans de nombreux réseaux d'observation de sol en Europe, avec une taille de grille vari-

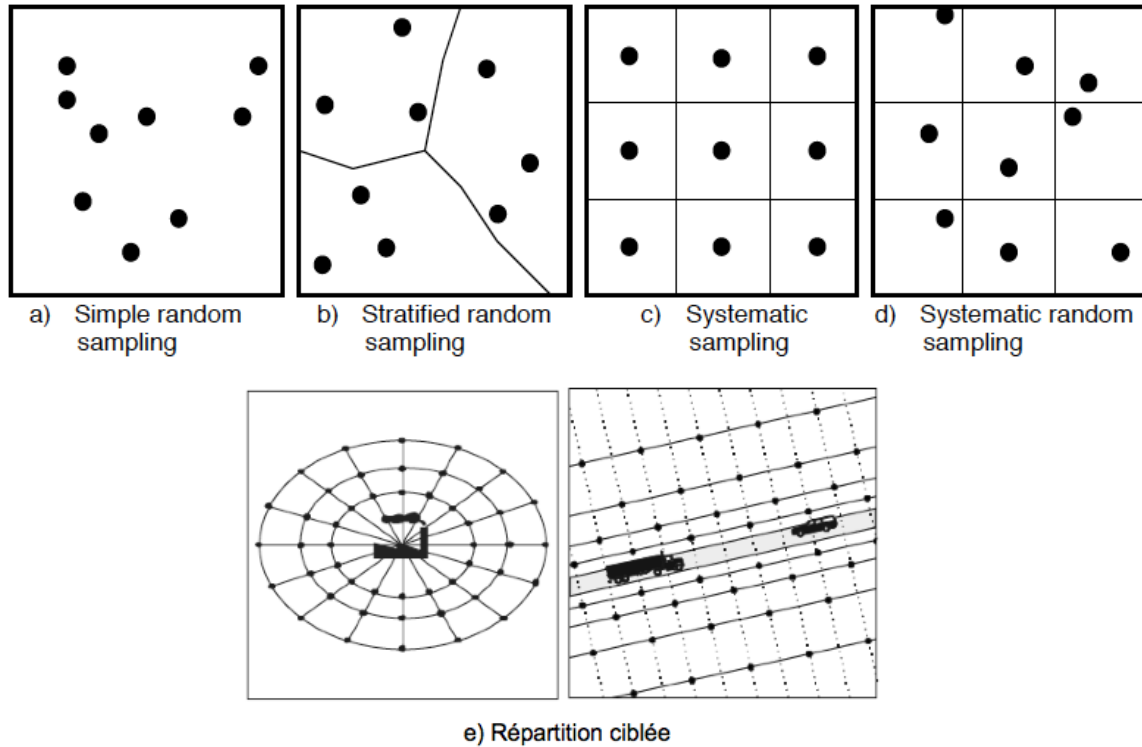


Figure 14: Illustration de schémas d'échantillonnage probabiliste appliqués à l'échantillonnage spatial (Source : Back [2001]).

able selon les pays (ex. Réseau en Bretagne ($16 \times 16 \text{ km}^2$) [Cluzeau et al., 2009], Angleterre ($5 \times 5 \text{ km}^2$), Autriche ($4 \times 4 \text{ km}^2$), Danemark ($7 \times 7 \text{ km}^2$) [King and Montanarella, 2002]).

3.3.3 Répartition systématique renforcée

Il s'agit d'une répartition systématique comme décrit précédemment à l'exception que la localisation des points à l'intérieur de la grille est définie de manière aléatoire (Figure 14d).

Cette méthode permet donc de combiner à la fois les avantages de la méthode d'échantillonnage aléatoire et de la méthode de répartition systématique. De plus, elle permet d'éviter une perte de précision dans l'estimation de la population lorsque cette dernière possède une tendance périodique correspondant justement à la grille d'échantillonnage utilisée (ex. répartition systématique avec apport de contaminant via un drain parallèle à la grille d'échantillonnage) [Back, 2001]. Cependant, sa mise en place est relativement coûteuse car elle nécessite de prélever un grand nombre d'échantillons [OFEFP, 2003].

3.3.4 Répartition stratifiée

Avec la répartition stratifiée, chaque site d'échantillonnage est divisé en zones non superposées et homogènes, appelées strates. L'échantillonnage se fait ensuite de manière aléatoire ou non (cfr point 3.4.1 plus bas) au sein de chaque strate (Figure 14b). Le nombre d'échantillons au sein de chaque strate est proportionnel à la surface des strates [OFEFP, 2003].

Cette méthode permet non seulement d'établir des statistiques propres à chaque strates étudiées, mais permet également d'augmenter la précision sur l'estimation de la population puisque les échantillons sont bien distribués à travers toute la zone d'étude [Back, 2001]. Cependant, afin d'utiliser cette approche et pouvoir diviser une zone d'étude en strates, il faut disposer d'informations préalables fiables sur la zone en question [Sastre et al., 2001]. L'approche par répartition stratifiée est particulièrement justifiée lorsqu'il y a des menaces spécifiques uniquement sur certaines régions [Morvan et al., 2008].

3.3.5 Répartition ciblée

Dans la répartition ciblée, les points de prélèvement sont choisis sur base des connaissances techniques et des hypothèses de travail en instaurant une densité de prélèvement plus grande près de la source supposée de pollution. Par exemple, si la source de pollution est une route, des transects parallèle à la route sont analysés (Figure 14e). Ces transects sont de plus en plus éloignés les uns des autres qu'ils sont loin de la route en question [OFEFP, 2003]. Tout comme la répartition stratifiée, cette méthode a l'avantage de tenir compte des hypothèses de travail et de nécessiter que de très peu de prélèvements comparativement aux autres méthodes. Cependant, elle peut induire des erreurs systématiques fortes si les hypothèses initiales sont mal établies. Elle requiert donc des enquêtes préalables poussées.

Le choix du modèle parmi ceux cités ci-dessus, dépend donc des moyens mis à disposition (budget, informations préalables, ...) mais également des objectifs de l'étude. À cet égard, van Duijvenbooden [1998] note que, puisque la qualité du sol dépend fortement du type de polluants et de leur qualité, ainsi que du sol lui-même, développer un système de surveillance basé sur une stratification croisée entre le type de sol et son utilisation (ex. séparation des sols par usage (terres arables, prairies permanentes), par quantité d'apports en pesticides, etc.) facilite les interprétations des résultats par la suite.

Afin de diminuer la variation spatiale intra-site, il est recommandé d'avoir des placettes d'échantillonnage avec une couverture pédologique homogène [Morvan et al., 2007]. Puisque le coefficient de variation augmente avec la surface de la

zone étudiée, il convient de ne pas choisir une surface trop grande. Par ailleurs, le choix d’une surface trop petite risque de perturber les caractéristiques du site suite aux prélèvements répétés sur le terrain. Dès lors, Morvan et al. [2007] suggèrent d’analyser des parcelles comprises entre 10 m² et 1 ha (au-delà d’un hectare, un pic dans la variabilité des concentrations en ETMs du sol est observé). Midwest Laboratories INC. ajoutent que le choix des limites de la parcelle d’étude doit également tenir compte du type de sol, du drainage, de la pente, des anciennes limites du site (pour tenir compte des utilisations de sol différentes dans le passé), et de la variation dans les schémas de culture.

Dans le cas d’étude à long terme, il n’est pas pensable de déplacer les placettes de prélèvement au court du temps car il est ensuite malaisée de comparer les résultats si ils proviennent de placettes différentes [OFEFP, 2003]. Le choix de la placette avant prélèvement est, par conséquent, essentiel et doit faire l’objet d’une étude poussée afin d’envisager son devenir dans les années qui suivent [OFEFP, 2003]. Cela rejoint les critères de sélection du programme Envasso. De fait, selon eux, pour qu’un site puisse être considéré comme un site de surveillance, il faut que plusieurs campagnes de prélèvement puissent y être effectuées et que les limites du site soient géoréférencées avec une précision inférieure à 10 m [Morvan et al., 2007].

La plupart des systèmes d’analyse du sol en Europe comprennent entre 50 (ex. Réseau Fribourgeois [Rossier et al., 2012]) à une centaine (ex. Réseau en Bretagne [Cluzeau et al., 2009]) de sites d’analyse. Ils concernent des zones à occupations de sol très différentes ; forêts, zones urbaines (ex. Réseau Fribourgeois [Rossier et al., 2012]) et terres agricoles (ex. Sastre et al. [2001]). Ces réseaux existent à l’échelle nationale (ex. Belgique, Hollande et Royaume Uni [King and Montanarella, 2002]) ou régionale (ex. Réseau en Bretagne [Cluzeau et al., 2009], Réseau Fribourgeois [Rossier et al., 2012]). Une synthèse des différents réseaux existants en Europe de l’Ouest avec leur échelle de mesure est reprise au Tableau 29.

Une liste d’informations dont on doit tenir compte pour déterminer les points de prélèvement des études à long terme est reprise à la Figure 15.

3.4 Plan d’échantillonnage

Une fois les zones à analyser choisies, il faut déterminer le modèle d’échantillonnage à effectuer sur ces sites. Choisir le modèle adéquat à l’étude est une tâche relativement complexe car la représentativité des données dépend fortement de la variabilité spatiale des sols analysés. Nous devons donc être conscient de cette variabilité lorsque nous choisissons nos indicateurs, tout particulièrement lorsque nous utilisons des indicateurs tels que les propriétés microbiennes du sol [Nortcliff, 2002]. De fait, la variabilité microbienne peut être élevée, même sur des surfaces de l’ordre du mi-

Table 29: Etat des programmes de cartographie des sols en Europe de l'Ouest (Source : King and Montanarella [2002]).

Pays	Date de début	Echelle (1/ *1000)	% surface p = pays za = zones agricoles	Coordination
Allemagne	1995	20 - 150	50% (p)	Régionale
		200	20% (p)	Nationale
Autriche	1960	50	100% (za)	Nationale
		50	10% (forêts)	
Belgique	1947	20	100% (p)	Nationale
Danemark	1974	50	100% (za)	Nationale
Espagne		50	10%	Régionale
		75 - 125	30%	
		200 - 250	40%	
Finlande	1972	20 - 50	50% (za)	Nationale
France	1968	100	15% (p)	Nationale
Grèce		5 - 20	30% (za)	Régionale
		50 - 300	30% (p)	Nationale
Islande	1959	750	100% (p)	Nationale
Irlande	1959	125	45% (p)	Nationale
Italie		25	10% (p)	Locale
		30 - 100	30% (p)	Régionale
		150 - 250	30% (p)	
Norvège	1980		30% (za)	Nationale
Pays-Bas	1943	50	100% (p)	Nationale
		250	100% (p)	Nationale
Portugal	1936	50	50% (p)	Nationale
Royaume Uni	1939	25 - 60	25% (p)	Nationale
		250	100% (p)	
Suède	1961	20	3% (za)	
		50	20% (p)	
		250	30% (p)	
Suisse	1959	20	7% (p)	Régionale
		200	85% (p)	Nationale

cromètre [Parkin, 1993].

Le choix du modèle d'échantillonnage comprend différents aspects dont la localisation des échantillons, la profondeur à laquelle ils sont prélevés, et le pas de temps séparant deux mesures. Ces différents aspects sont développés dans les sections qui suivent.

3.4.1 Localisation des prises d'échantillons

Etant donné le coût parfois élevé des réseaux de surveillance [King and Montanarella, 2002], concevoir des stratégies d'échantillonnage qui réduisent le nombre d'échantillons à prélever et à analyser, tout en gardant une bonne représentativité de la zone étudiée est intéressant. Il faut veiller toutefois, en diminuant le nombre d'échantillons d'analyse, à minimiser l'erreur d'évaluation engendrée par cette diminution [Sas-

Critère	Motivation	Sources d'information
Répartition géographique	Répartition représentative, c'est-à-dire conforme aux questions posées, sur l'ensemble de la zone d'étude	Cartes topographiques nationales 1:25 000, 1:50 000
Occupation des sols	Prise en compte de divers types d'occupation des sols et du degré d'utilisation: - agriculture - forêt - espaces libres proches de l'état naturel - agglomération	- Cartes nationales - Photographies aériennes - Cartes d'aptitude des sols - Production écologique requise
Pédologie, géologie, hydrologie	- Prise en compte des différents types de sols représentés dans la région et de leurs caractéristiques pédologiques - Roches-mères - Conditions hydrologiques	- Cartes d'aptitude des sols - Cartes pédologiques - Banques de données pédologiques - Atlas géologique 1:25 000 - Carte géotechnique 1:200 000 - Surveillance continue des cours d'eau suisses (NADUF) - Réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines (NAQUA)
Climat et protection de l'air	Prise en compte des conditions climatiques et de la qualité de l'air	- Etudes et réseau d'observation de la qualité de l'air - Surveillance biologique de l'environnement (mousses, lichens, etc.) - Données climatiques
Polluant	- Identification des voies de migration des polluants - Formulation des hypothèses de travail - Prise en compte de divers niveaux de pollution	- Travaux de recherche (cantons, hautes écoles, instituts de recherche, organisations non gouvernementales) - Dépassement naturel de valeurs indicatives (<i>cf. Ann. 3</i>) - Cadastre des sites pollués, des sources d'émissions - Polluants potentiels (<i>cf. Ann. 2</i>)
Coordination	- Coordination avec les stations d'autres réseaux de mesure	- Réseau national d'observation des polluants atmosphériques (NABEL) - Réseau national de stations pluviométriques automatiques (ANETZ) - Réseaux cantonaux de mesure de la qualité de l'air

Figure 15: Critères à prendre en compte pour la répartition des points de prélèvement utiles aux études à long terme et aux études de référence (Source : OFEFP [2003]).

tre et al., 2001].

La disposition des prélèvements d'échantillons sur le terrain peut suivre différents schémas, tout comme c'est le cas pour la localisation des sites d'analyse (cfr point 3.3 précédent). Dès lors, des méthodes différentes peuvent être utilisées selon l'échelle d'échantillonnage considérée. Par exemple, nous pouvons avoir une stratification du territoire pour déterminer les sites d'analyse et un schéma de grille à l'intérieur des strates pour déterminer les localisations d'échantillonnage [Sastre et al., 2001]. Un autre exemple est l'utilisation d'un schéma en grille pour déterminer les localisations des sites d'analyse et une sélection aléatoire des localisations d'échantillonnage à l'intérieur de ces grilles (Figure 14d).

Puisque les différents schémas statistiques existants ont été décrits précédemment, cette section met uniquement en lumière quelques indications supplémentaires à considérer lors du choix de l'échantillonnage selon la sélection des zones d'étude.

Répartition stratifiée des zones d'étude

Dans le cas d'une étude de risque de contamination, il est intéressant de mesurer les endroits où le prélèvement par les plantes est suspecté le plus important. Midwest Laboratories INC. recommandent donc, lorsque le site d'analyse présente une assez forte hétérogénéité, de sortir du schéma traditionnel de mesure pour aller inspecter des zones plus sensibles (ex. zones à faible teneur organique). Ils conseillent de se baser sur les données disponibles du site (type de sol, etc.) pour déterminer les localisations de prélèvement, puis de récolter entre 10 à 15 échantillons dans un cercle de 6 m autour de chacune de ces localisations pour créer un échantillon composite par localisation. Cela s'apparente légèrement au schéma de répartition stratifiée où les strates seraient créées à partir de la contamination suspectée du sol.

À titre d'exemple, la Figure 16 donne une liste non exhaustive d'informations utiles à la délimitation des strates.

Quoi?	Comment?	Pourquoi?
21 Type d'agriculture	Biologique, prestations écologiques requises (PER), conventionnelle	-Données de base disponibles (type de comptabilité), interprétation des atteintes à la couche supérieure du sol, suivant la forme de production
22 Subdivision en zone	Zone des grandes cultures, zone intermédiaire élargie, zone intermédiaire, zone des collines, zones 1-4 de la région de montagne	-Interprétation des atteintes à la couche supérieure du sol suivant la délimitation des zones
23 Surfaces exploitées	Surface agricole utile, surface d'épandage, surface en terres assolées (ha)	-Interprétation des atteintes à la couche supérieure du sol suivant le type d'exploitation -Ces informations figurent dans le bilan global des engrais de l'exploitation
24 Exploitant	Période durant laquelle le sol a été travaillé par le même exploitant	-Appréciation de la continuité, influence des modes d'exploitation antérieurs

Figure 16: Données concernant l'exploitation et utiles à la détermination des strates (Source : OFEFP [2003]).

Répartition systématique et systématique renforcée des zones d'étude

La localisation des échantillons au sein d'une répartition systématique peut suivre une tendance aléatoire (renforcée) ou non (régulier simple). Elle est déterminée selon trois méthodes principales :

Schéma régulier simple

La localisation du premier point de la grille est choisi de manière aléatoire

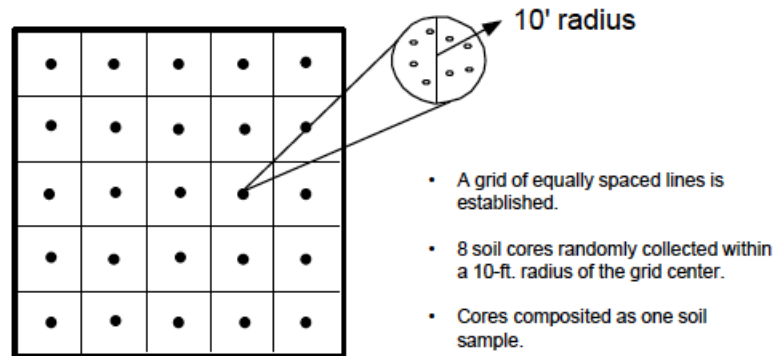


Figure 17: Schéma régulier simple (Source : Midwest Laboratories INC.).

(ex. milieu de la cellule de la grille) et cette même position est attribuée à toutes les autres cellules de la grille (Figure 17).

Schéma en diamant

La localisation de l'échantillon au sein d'une cellule de la grille est gardée constante dans une même ligne. Par contre, en passant d'une ligne à l'autre, un décalage de localisation de prélèvement est réalisé par rapport au point de mesure initial. Ce décalage est effectué de manière alternée, une ligne sur deux, une fois vers la droite et une fois vers la gauche (Figure 18a).

Schéma non aligné

Le schéma non aligné est obtenu en divisant chaque cellule de la grille d'échantillonnage en sous-cellules. Pour la première cellule, une sous-cellule est choisie aléatoirement. Elle correspond à la première localisation d'échantillonnage. Ensuite, le choix de chaque sous-cellule dans les cellules suivantes de la grille est déterminée en modifiant successivement les coordonnées X et Y des sous-cellules au sein d'une cellule. Un déplacement horizontal d'une cellule à l'autre de la grille engendre un changement de coordonnée Y de la sous-cellule, tandis que la coordonnée X de la sous-cellule est gardée constante sur tout le déplacement horizontal. Un déplacement vertical engendre, quant à lui, un changement de coordonnée X de la sous-cellule, tandis que la coordonnée Y est conservée (Figure 18b). Dans ce schéma, un intervalle constant est conservé entre les points, tant horizontalement que verticalement, sans pour autant aligner les points.

Selon Midwest Laboratories Inc., les deux dernières méthodes (schéma en diamant et non aligné) sont préférés à la première (schéma régulier simple). Ils notent également que chaque localisation devrait comprendre le prélèvement de 8 à 10 échantillons dans un cercle de 3 mètres de diamètre autour de

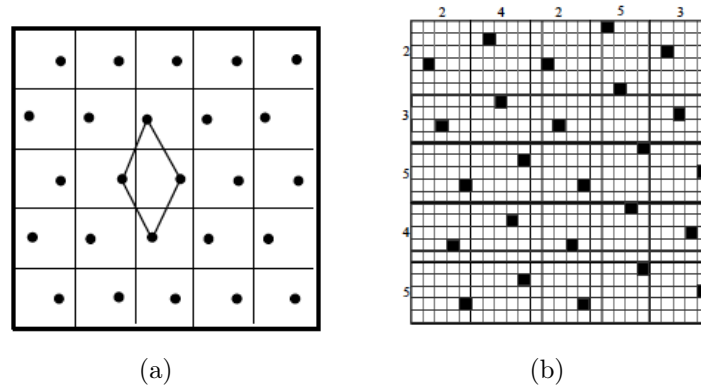


Figure 18: Schéma en diamant (a) et non aligné (b) (Source : Midwest Laboratories INC.).

cette localisation (Figure 17). L'OFEFP [2003] ne recommande, quant à eux, que 4 prise d'échantillons par maille pour obtenir un échantillon composite. L'OFEFP [2003] suggère, par ailleurs, d'utiliser une maille de 10x10 mètres pour l'analyse de terres agricoles. Une maille de 20x20 mètres ne peut être, selon eux, utilisée que dans les milieux forestiers. De manière générale, la largeur de la maille doit être inférieure à la résolution désirée, cette dernière étant fixée par les objectifs de l'étude [OFEFP, 2003].

Répartition ciblée selon les bandes de fertilisation

Lorsque les sites agricoles sont soumis à une fertilisation (ou pollution) selon un schéma en bandes, et que la position de ces bandes est connues, Midwest Laboratories Inc. suggèrent de prélever un échantillon à l'intérieur de la bande de fertilisation tous les 20 prélèvements effectués entre les bandes (si la distance entre deux bandes est d'environ 75 cm), et de prélever un échantillon à l'intérieur de la bande de fertilisant tous les 8 prélèvements effectués entre les bandes (si la distance entre deux bandes est d'environ 40 cm).

Si la distance entre les bandes de fertilisation est connue, mais pas la position précise de ces bandes, Midwest Laboratories Inc. conseillent d'effectuer 20 paires de prélèvements de manière aléatoire sur le site d'étude. Le deuxième prélèvement de chaque paire doit être effectué à une distance par rapport au premier prélèvement correspondant à 50% de la distance entre bandes. Les prélèvements d'une même paire constituent ensemble un seul échantillon, dit composite.

Une liste des informations dont on doit tenir compte pour la détermination des points de prélèvement sur chaque parcelle d'étude est reprise à la Figure 19.

Critère	Motivation	Sources d'information
Sol	- Structure représentative, si possible homogène, du sol - Structure naturelle du sol (surtout pour les études à long terme)	Cartes pédologiques
Relief	Influence de l'érosion (zone d'ablation et d'accumulation)	- Cartes topographiques - Cartes pédologiques (division conforme à la classification des sols suisses)
Durabilité	Garantie pour les prélèvements futurs	Enquêtes
Repérage	Echantillonnages ultérieurs sur la même surface	- Registre foncier - Enquêtes - Points fixes (implantation)
Propriétaire Exploitant(e)	- Prise de contact - Information - Détermination de l'accessibilité et recherche des accords nécessaires	- Registre foncier - Enquêtes
Exploitation	Influence des apports de substances	Enquêtes

Figure 19: Critères à prendre en compte pour l'implantation locale des points de prélèvement utiles aux études à long terme et aux études de référence (Source : OFEFP [2003]).

3.4.2 Type d'échantillons par site

Les échantillons peuvent être composite ou simple. Le choix de l'un ou l'autre dépend des objectifs et moyens mis à disposition de l'étude. Mais, généralement, les réseaux de surveillance du sol implémentés en Europe se basent sur des échantillons composites plutôt que simples [Theocharopoulos et al., 2001]. La description de ces deux types est reprise ci-dessous.

Echantillons simples

Les échantillons correspondent à une seule prise de sol. Ils sont donc représentatifs uniquement du point de prélèvement et peu représentatifs d'une grande surface [OFEFP, 2003].

La prise de sol peut être perturbée (la structure naturelle est détruite) ou non (la structure naturelle est conservée). Les échantillons non perturbés sont utiles pour déterminer plusieurs propriétés caractéristiques du sol telles que la densité réelle, la perméabilité et la porosité [OFEFP, 2003]. Les échantillons perturbés, quant à eux, sont utilisés pour déterminer les propriétés chimiques du sol (pH, teneurs en nutriments et en polluants) [OFEFP, 2003].

Echantillons composites

Plusieurs échantillons sont regroupés pour former un seul échantillon, dit composite ou composé. Cet échantillon est forcément perturbé et est représentatif de la placette de prélèvement où sont prélevés chacun des échantillons qui le composent [OFEFP, 2003].

Il est admis que la teneur en polluants de l'échantillon composite correspond plus ou moins à la moyenne de chacun des prélèvements qui le composent

[OFEFP, 2003]. L'assemblage d'échantillons en échantillon composite peut se faire par prélèvements différents selon la réalité du terrain [OFEFP, 2003] :

- Composite représentatif d'une surface
Ce cas est à considérer lorsque qu'il n'y a pas de gradient horizontal significatif du paramètre analysé (ex. surfaces agricoles). Lorsque les surfaces sont grandes et qu'il y a une pollution multiple sur le terrain, il est recommandé de faire une répartition stratifiée de la zone d'étude [OFEFP, 2003].
- Composite représentatif d'un transect
Ce cas est à considérer lorsqu'un gradient de pollution est présent (ex. le long d'une route). Le transect de prélèvement est choisi perpendiculairement au gradient de pollution [OFEFP, 2003].

3.4.3 Nombre d'échantillons par site

La variation spatiale des paramètres influence fortement le nombre d'échantillons à prélever. Plus la variation est importante, plus le nombre d'échantillons à prélever sera important [Morvan et al., 2007]. Midwest Laboratories Inc. estiment que, pour une surface de 0.5 ha, 10 à 20 prélèvements sont suffisants pour avoir une bonne représentativité de la variabilité du sol. Pour des surfaces inférieures à 0.5 ha, [Back, 2001] estiment que le prélèvement de seulement 5 à 10 échantillons est suffisant, tandis que pour des surfaces plus larges, le nombre d'échantillons à prélever est augmenté à 25. Morvan et al. [2007] conseillent, quant à eux, de prélever au moins 4 échantillons par site, sans préciser toute fois la taille du site. Ce dernier nombre correspond au nombre médian rencontré dans les réseaux de surveillance des sols en Europe et permettrait une homogénéisation plus facile des différents réseaux d'observation [Morvan et al., 2007]. Ce chiffre est évidemment à adapter selon la surface étudiée et la variabilité intra-site [Morvan et al., 2007]. Il est, par ailleurs, recommandé d'augmenter le nombre d'échantillons à prélever pour les sites fortement contaminés [Teng et al., 2014]. Dans ce cas, l'OFEFP [2003] recommande de prélever entre 16 à 25 échantillons par 100 m².

Dans le cas d'un réseau de surveillance où le nombre de prélèvements possibles est restreint et où la localisation des zones d'études a été déterminée selon une stratification, le nombre d'échantillons à prélever par site doit être déterminé au prorata de la superficie de chaque strate. Ainsi, des strates possédant une grande superficie se verront attribuer un plus grand nombre d'échantillons que des strates de plus faible superficie [Sastre et al., 2001]. Ce principe doit être d'autant plus respecté que l'hétérogénéité du paramètre analysé est grande [OFEFP, 2003].

Par ailleurs, il est conseillé de géoréférencer chaque position de prélèvement afin

d'éviter de prélever à nouveau à ces endroits lors des campagnes futures de prélèvement [Morvan et al., 2007].

3.4.4 Quantité de sol à prélever

Les quantités de sol qui doivent être prélevées dépendent surtout des besoins du laboratoire d'analyse. Selon la méthode ISO 11464, la quantité de sol à prélever pour chaque échantillon est de 500 g. Cependant, il faut tenir compte des répétitions qui sont effectuées sur les échantillons et du fait qu'il est préférable de composer une réserve et des archives des échantillons [OFEFP, 2003]. Dès lors, Morvan et al. [2007] recommandent de prélever plutôt 3 à 10 kg de sol par échantillon.

Les *échantillons de réserve* servent à répéter les mesures pour les analyses de plausibilité des résultats. Ils sont conservés jusqu'au moment où les résultats de mesures sont confirmés (de quelques jours à quelques mois) [OFEFP, 2003]. Les *échantillons d'archive* sont, quant à eux, conservés à long terme (dizaines d'années) afin d'effectuer de nouvelles analyses ou des comparaisons et confirmations avec d'autres protocoles, sols et laboratoires [OFEFP, 2003]. De fait, les laboratoires de mesures ont tendance à modifier leur protocole de mesure au cours du temps afin de tenir compte des avancées technologiques [Sonnet et al., 2004]. Par conséquent, un prélèvement de sol de l'ordre de 3 à 10 kg permet aussi de ré-analyser des échantillons lors de campagnes futures afin de déterminer les différences de mesure qu'un changement de protocole entraîne. Selon Morvan et al. [2007], 10% minimum des sites prélevés devraient être ré-analysés lors des campagnes de mesures futures.

De plus, il est à noter qu'une partie des échantillons est toujours perdue lors de la préparation et des manipulations et que le tamisage du sol (à 2 mm) avant manipulation extrait une partie non négligeable du sol. Il faut en tenir compte lors du calcul des quantités à prélever [OFEFP, 2003].

3.4.5 Profondeur d'analyse

La profondeur d'analyse dépend des objectifs de l'étude et des hypothèses de travail (ex. profondeur jusque laquelle la présence de polluants est attendue). De manière générale, deux couches de sol peuvent être prélevées [OFEFP, 2003] :

Couche supérieure du sol

Il s'agit de l'horizon superficiel du sol correspondant à l'horizon A, riche en humus, ou encore au 20 premiers centimètres du sol. Il est prélevé selon une surface ou selon un transect (cfr section 3.4.2).

Sous-sol

Par comparaison à la couche superficielle du sol, le sous-sol correspond au reste de la zone racinaire, après l'horizon A. Les prélèvements du sous-sol se

font par sondage ou fosses [OFEFP, 2003], et à profondeur fixe constante ou par horizon pédologique [King and Montanarella, 2002, OFEFP, 2003, Morvan et al., 2007].

Les prélèvements *par sondage* sont des échantillons composés d'une carotte du sous-sol prélevée par une sonde depuis la surface [OFEFP, 2003]. Tout comme les échantillons de la couche supérieure du sol, ils peuvent être prélevés selon une surface ou selon un transect [OFEFP, 2003]. Les prélèvements *par fosse*, quant à eux, sont recueillis sur les parois de fosses pédologiques. Selon l'OFEFP [2003], les sondages se prêtent mieux aux analyses de sous-sols sur de grandes surfaces que les études par fosses. Ils permettent également de mieux compenser l'effet de variabilité spatiale en tenant compte des hypothèses de travail liées à la pollution. Par ailleurs, dans le cas d'étude à long terme, les prélèvements par sondage sont aussi préférés car les prélèvements par fosse nécessitent la création d'une nouvelle fosse pour chaque nouvelle campagne de mesure [OFEFP, 2003]. Cela alourdit considérablement la prise d'échantillon sur le terrain.

La méthode de prélèvement à *profondeur fixe* est préférée à celle de prélèvement par *horizon pédologique* car elle laisse moins place à la subjectivité de l'expert sur le terrain et permet donc de standardiser les études entre réseaux de surveillance et d'assurer leur reproductibilité. Cependant, l'analyse par horizon peut être préférée afin d'analyser les caractéristiques du sol par strates pédologiques [OFEFP, 2003]. Idéalement, il faudrait pouvoir considérer les deux approches afin d'établir un lien entre les résultats d'analyse des réseaux de surveillance et ceux des inventaires cartographiques [Morvan et al., 2007].

Selon l'OFEFP [2003], l'épaisseur de la couche de sol prélevé doit être supérieure à 5 cm pour assurer une reproductibilité de l'étude et inférieure à 40 cm pour permettre la représentativité de la profondeur analysée.

Certaines études choisissent d'analyser des profondeurs différentes selon le type de sol donné. Par exemple, Sastre et al. [2001] analysent uniquement la couche de labour (0-15 cm) pour les terres arables, tandis que sur les prairies, ils analysent deux profondeurs différentes (0-10 cm et 10-20 cm). Les conclusions de cette étude sont les suivantes :

- **Terres arables** : Une analyse unique dans la couche de labour apporte les mêmes résultats qu'une analyse à deux profondeurs différentes. Cela s'explique par le fait que le labour a tendance à homogénéiser le sol et donc les concentrations dans le sol sont similaires sur toute la couche de labour.

- **Prairies permanentes** : Dans le cas de prairies non perturbées, une analyse sur une profondeur de 0-10 cm est préférée à une analyse sur une profondeur de 0-20 cm. De fait, les ETMs provenant d'une source extérieure au sol (pesticides, fertilisants et retombées atmosphériques) ont tendance à rester en surface du sol et les résultats de Sastre et al. [2001] montrent qu'une analyse sur une profondeur de 0-20 cm tend à diluer les concentrations réellement rencontrées dans les sols. Dans ce cas, la biodisponibilité des ETMs dans le sol est fortement sous-estimée. Par contre, dans le cas de prairies où le sol est travaillé, les résultats sont similaires à ceux d'une terre arable et une analyse sur une plus grande profondeur peut être effectuée tout en gardant une bonne représentativité des mesures.

Ces résultats montrent que la profondeur d'analyse est significative dans l'interprétation des résultats des systèmes d'observation. Une exception est à relever toutefois pour le cadmium car cet élément est très mobile. Par conséquent, la profondeur de prélèvement est non significative pour l'interprétation de ses résultats.

Ces résultats vont dans le sens de l'homogénéisation des réseaux de surveillance des sols en Europe et est en accord avec les profondeurs recommandées par Morvan et al. [2007] ainsi que par Midwest Laboratories Inc. Cependant, Morvan et al. [2007] ajoutent qu'il est préférable d'analyser aussi une profondeur de 0-30 cm, en plus d'une profondeur 0-15 cm. Par ailleurs, Midwest Laboratories Inc. font remarquer que la procédure d'échantillonnage, dans une analyse de risque, doit s'effectuer aux endroits où la contamination est suspectée la plus grande. Dans cette même idée, la profondeur d'échantillonnage pour l'analyse de l'impact des contaminants liés à l'apport de fertilisants ou pesticides doit correspondre à la profondeur d'incorporation des matières fertilisantes ou à la profondeur du labour. Lors d'une analyse de risque par ingestion du sol, l'OFEFP [2003] recommande de faire une analyse des 5 premiers centimètres de sol uniquement.

3.4.6 Fréquence des mesures

Le pas de temps entre deux prélèvements dépend fortement des paramètres analysés [Morvan et al., 2007]. Cela est particulièrement vrai lorsque les paramètres biologiques du sol sont analysés. En effet, tout organisme vivant dans ou sur le sol présente des variations saisonnières et est très dépendant des conditions climatiques précédant les observations [King and Montanarella, 2002]. Midwest Laboratories Inc. observent également que le pH varie fortement en fonction du temps (ex. dépendance liée aux apports de potassium et azote, à la quantité d'eau de pluie ou d'irrigation). Cela explique pourquoi d'une année à l'autre, des résultats très différents peuvent être obtenus. Midwest Laboratories Inc. estiment qu'il faut entre 5 à 7 ans de mesures (à la fréquence d'une fois l'an) pour englober la variabilité liée à l'année de mesure. Dès lors, l'OFEFP [2003] recommande, dans le cas d'analyse

de pollution, d'analyser la fraction totale en polluants du sol plutôt que la fraction soluble des polluants dans le sol car cette dernière dépend fortement du pH.

Généralement, le pas de temps des réseaux décrits dans la littérature est compris entre 1 à 20 ans [van Duijvenbooden, 1998, Morvan et al., 2007]. Par contre, en ce qui concerne la période de mesure durant l'année, peu d'études y font spécifiquement référence [Theocharopoulos et al., 2001]. L'OFEFP [2003] fait plusieurs recommandations à ce sujet :

- Pour les prairies temporelles non naturelles : le meilleur moment d'accès est juste après le fauchage de la prairie.
- Pour les terres ouvertes : le meilleur moment d'accès est situé après la récolte mais avant la semaille pour avoir un sol compact et de densité uniforme.
- Pour des terres labourées : il faut éviter d'effectuer des prélèvements juste après labour car le sol est meuble et sa surface est irrégulière. Les profondeurs de prélèvement sont, dès lors, moins bien contrôlées.
- Pour des terres avec applications de matières auxiliaires (engrais et produits phytosanitaires) : laisser le plus de temps possible entre les prélèvements et la dernière application de matière auxiliaire.

Malgré les fréquences de mesure relativement élevées en Europe, il a été observé, via des analyses statistiques multivariées, que pour des suivis de contamination en ETMs du sol, ce pas de temps pouvait souvent être augmenté. Par exemple, une différence significative d'un point de vue statistique pour le plomb dans le sol n'est attendue qu'après une période de 50 ans [van Duijvenbooden, 1998]. Cependant, Morvan et al. [2007] proposent une fréquence maximale de 10 ans car ce pas de temps correspond à celui utilisé majoritairement dans les réseaux européens. Cela faciliterait l'homogénéisation des réseaux au sein de l'Europe. De plus, ce pas de temps permet de détecter des évolutions temporelles significatives de certains paramètres tels que la teneur en carbone organique [Saby and Arrouays, 2004].

3.4.7 ETM et culture considérés

Etant donné que la biodisponibilité des ETMs dans un sol donné et le prélèvement de ces derniers par les plantes dépend fortement de l'ETM et de la plante considérés (cfr Convention Valmo I pour plus de détails), la mise en place d'un réseau de surveillance doit se baser sur le schéma d'interaction de l'ETM d'étude au sein du sol [Sastre et al., 2001] et doit idéalement tenir compte du type de culture sur place car cela change également les conditions du milieu.

3.4.8 Application aux terres agricoles contaminées

Dans le cas spécifique de l'analyse des polluants du sol sur parcelles agricoles, l'OFEFP [2003] donne des recommandations d'échantillonnage qui sont reprises à l'Annexe III.

4 Modalités de prélèvement, pré-traitement et analyse des échantillons

Les modalités de prélèvement, pré-traitement et analyse des échantillons sont souvent basées sur le bon sens, comme le fait de géo-référencer précisément chaque point de prélèvement, de noter le protocole de manière précise par écrit, de définir à l'avance les points de prélèvement, les moments de prélèvements et la fréquence, ou encore de respecter les consignes de sécurité et normaliser la procédure de prélèvement pour assurer des répétitions dans le temps qui sont comparables. Néanmoins, il est important de souligner certains points importants pour limiter les erreurs qui y sont liées. Ceux-ci sont repris dans cette section. Pour de plus amples informations, se référer aux ouvrages de l'OFEFP [2003] et du centre d'expertise et analyse environnementale Québec [2010].

4.1 Outils d'échantillonnage

En ce qui concerne les outils d'échantillonnage, ils sont rarement décrits dans la littérature, et lorsque c'est le cas, une grande hétérogénéité est observée tant du point de vue de la taille de l'outil (entre 20 à 51 mm) que du point de vue des matériaux le constituant (verre, plastique, métal) [Theocharopoulos et al., 2001]. La grande hétérogénéité des outils de mesure provient essentiellement du fait qu'ils sont utilisés selon leur disponibilité sur le marché [Theocharopoulos et al., 2001].

De manière générale, le choix de l'outil doit se faire sur base de la texture du sol, de sa résistance et des quantités à prélever [OFEFP, 2003]. Les matériaux les plus adéquats sont le fer ou l'acier dur. Les alliages de haute qualité sont à éviter ainsi que les couches protectrices afin d'avoir des outils résistants et qui ne contaminent pas les échantillons [Theocharopoulos et al., 2001]. Afin de mieux cibler l'outil à utiliser selon les situations rencontrées et les objectifs de l'étude, une liste des domaines d'application de plusieurs outils de prélèvement est visible à la Figure 20.

4.2 Conditions météorologiques

L'OFEFP [2003] déconseille d'effectuer des mesures par mauvais temps (neige, pluie, froid) car cela augmente les risques de contamination des échantillons et les prélèvements ont tendance à être effectués de manière moins minutieuse. Ils déconseillent

Instrument pour le prélèvement	Capacité de prélèvement pour échantillons / sols (<i>cf</i> chap. 3.4.3)
Gouge avec spatule (gouge simple ou gouge striée)	- Appropriée en routine et pour une large gamme de sols - Échantillons représentatifs de surfaces et de lignes pour la couche supérieure de sols minéraux entre 5 et 30 cm - Sondages jusqu'à environ 120 cm (Pürckhauer) - Très solide, convient aussi pour des sols grossiers - Peu précise pour des prélèvements effectués à différentes profondeurs, en raison des phénomènes de mélange et de bourrage, en particulier dans les sols très argileux et dans les sols grossiers - Les sols sableux secs ne sont pas retenus, en particulier dans les outils de grand diamètre - Inapproprié pour les sols organiques
Carottier (humax à clapet de retenue)	- Échantillon remanié, surtout dans la couche supérieure de sols fins jusqu'à 30 cm - Tendance au bourrage dans les sols argileux - Pas toujours approprié pour les sols organiques
Tarière à main	- Description qualitative du sol - Mal appropriée au prélèvement d'échantillon pour la recherche de polluants (repérage imprécis de la profondeur, quantité à prélever) - Tarière Edelman: sols grossiers, sableux à argileux, faible résistance à la pénétration - Tarière Riverside: sols durs, incrustés et sols avec gravier fin, moindre risque de mélange - Tarière pour sols pierreux
Boîte métallique enfoncée in situ	- Couche d'humus avec litière - Échantillons non remaniés de couches de sol minces et d'horizons d'épaisseur inférieure à 5 cm dans l'horizon A (peu précis) - Inapproprié pour la constitution d'échantillons composés
Cylindre métallique enfoncé in situ	- Échantillon non remanié - Peu approprié dans les sols grossiers
Spatule	- Échantillons en fosse pédologique - Peu approprié dans les sols grossiers

Figure 20: Domaine et limites d'utilisation des instruments pour le prélèvement (Source : OFEFP [2003]).

également d'effectuer les prélèvements après une longue période de sécheresse car la structure du sol peut être trop dure pour permettre le prélèvement.

Lors d'études à long terme, il est préférable d'effectuer les prélèvements d'une année à l'autre en ayant des conditions météorologiques semblables.

4.3 Pré-traitement

Le pré-traitement des échantillons avant analyse concerne, entre autres, le séchage et le tamisage des échantillons. En ce qui concerne le séchage, Morvan et al. [2007] recommandent de ne pas dépasser une température supérieure à 40°C car cela risque de perturber la spéciation des éléments traces métalliques dans le sol et de modifier certaines propriétés du sol (pH, rétention en eau). Par rapport au tamisage, étant donné que la plupart des réseaux tamisent leurs échantillons à 2 mm avant de réaliser les analyses et vu que cette limite granulométrique est reconnue mondialement, Morvan et al. [2007] recommandent également un tamisage des échantillons

du sol à 2 mm. Ils conseillent, par ailleurs, de conserver les fragments supérieurs à 2 mm afin de pouvoir déterminer leur proportion dans l'échantillon de sol.

4.4 Analyse des échantillons

Duncan et al. [1995] notent que, selon la méthode utilisée pour l'analyse des échantillons du sol, pour un même indicateur, les résultats peuvent être différents (ex. détermination de la teneur totale en Cr, Pb et Zn via des méthodologies différentes). C'est donc dans une optique de reproductibilité des analyses que Teng et al. [2014] recommandent d'associer, à chaque mesure, l'analyse d'échantillons standard, d'échantillons parallèle, et d'échantillons de test blanc. Ils conseillent également de noter dans un rapport les méthodes de traitement de données, d'analyse des échantillons, de pré-traitement, ainsi que la méthode d'échantillonnage. Dans cette même idée, Dagnelie [2012] note que "les observations et leurs modalités de prélèvement doivent être définies de façon très précise, de manière à ce que les valeurs observées restent toujours comparables, quels que soient, au fil du temps, les observateurs, les instruments de mesure utilisés, etc. De plus, la conservation des observations doit être assurée de manière permanente, de préférence sous la forme des données brutes initiales, et non pas seulement de moyennes ou d'autres valeurs synthétiques".

5 Incertitudes des mesures

Dans les analyses de risque, des décisions doivent être prises pour déterminer ce qu'il convient de faire sur les sols pollués. Ces décisions se basent sur des résultats d'analyse d'échantillons. Cependant, elles sont relativement mal aisées à établir sans une détermination précise de l'incertitude liées aux résultats. Par exemple, si il y a de grande incertitude sur la contamination, il y a également une grande incertitude sur les coûts d'assainissement qui en découlent [Back, 2001, Boudreault et al., 2012]. À cet égard, Back [2001] rappelle que une faible prise d'échantillons sur un site donné afin de diminuer les coûts d'analyse peut mener à une mauvaise caractérisation du milieu pouvant induire, par la suite, de décisions d'assainissement très coûteuses. Il affirme, par ailleurs, que négliger les incertitudes ne veut pas dire qu'elles n'existent pas et, qu'au contraire, il y a un réel intérêt à les mesurer et à les réduire au maximum.

Selon [Back, 2001], il existe plusieurs manières de diminuer les incertitudes, mais la plus efficace d'entre elles, est le prélèvement d'un nombre important d'échantillon afin d'obtenir une représentation fiable de la zone d'étude. En faisant cela, les coûts de prélèvement et d'analyse augmentent, mais les coûts d'assainissement diminuent. Il convient donc de trouver un optimum économique entre les deux [Back, 2001].

Afin de prendre une prise de décision judicieuse, il convient donc de répondre à deux questions majeures [Back, 2001] :

- Comment quantifier l'incertitude liée aux mesures ?
- Comment trouver un niveau "optimal" d'incertitude permettant une décision juste sur base du plan d'échantillonnage ?

Le problème avec les incertitudes est que peu d'articles scientifiques abordent réellement son estimation quantitative [Back, 2001, Boudreault et al., 2012]. La plus grosse incertitude dans une étude de pollution de sols provient du choix du plan d'échantillonnage et de sa représentativité par rapport au milieu qu'il est sensé caractériser [Back, 2001, Boudreault et al., 2012]. À titre d'exemple, dans leur étude, Boudreault et al. [2012] remarque que 99% de la variance relative des mesures étaient expliquées par des erreurs d'échantillonnage par comparaison aux erreurs analytiques.

La mesure de la variance théorique d'échantillonnage peut se faire en utilisant deux équations. La première concerne la variance des mesures expliquée par l'hétérogénéité du sol (Equations 17). La deuxième représente la variance expliquée par l'effet de la gravité sur les particules du sol (Equation 19) [Boudreault et al., 2012]. En effet, la gravité joue un rôle dans la variabilité des mesures car elle a tendance à agréger les particules du sol ensemble selon leur densité respective [Boudreault et al., 2012].

1. Variation due à l'hétérogénéité du sol

$$s^2(FSE) = \left(\frac{1}{M_s} - \frac{1}{M_L} \right) clfgd_N^3, \quad (17)$$

Avec $s^2(FSE)$ la variation due à l'hétérogénéité du sol, M_s la masse de l'échantillon (g), M_L la masse du lot (g), c le facteur minéralogique (g/cm³), ρ_A la densité de l'analyte (g/cm³), a_L la teneur en analyte dans le lot (-), l le facteur de libération (-), d_N la taille des particules nominales passant à 95% (cm), f le facteur de forme des particules (-), et g le facteur granulométrique (-).

Si la masse de l'échantillon (M_s) est beaucoup plus petite que la masse du lot (M_L), l'Equation 17 peut se simplifier (Equation 18). Dans ce cas, la masse de l'échantillon (M_s) est directement proportionnelle à tous les autres facteurs d'hétérogénéité. Cela implique que, pour une variance admissible donnée, $s^2(FSE)$, la masse de l'échantillon doit être augmenté proportionnellement à l'hétérogénéité du sol [Boudreault et al., 2012].

$$M_s \approx \frac{clfgd_N^3}{s^2(FSE)}, \quad (18)$$

Les différents facteurs de l'Equation 17 sont difficiles à calculer, surtout dans les sols contaminés [Boudreault et al., 2012]. Pour faciliter les calculs, Boudreault et al. [2012] recommandent l'utilisation de valeurs fixes tirées de la littérature :

- Facteur minéralogique (c) = ρ_A/a_L si $a_L < 0.1$.
- Facteur de libération (l) = 1 (sa formule générale est donnée par d_l/d_N (avec d_l le diamètre de libération des particules de l'analyte (cm)). Une valeur de 1 signifie que le contaminant est complètement libéré de la matrice du sol.
- Facteur de forme (f) = 0.5.
- Facteur granulométrique (g) = 0.25.

Il est à noter que l'utilisation d'un facteur de libération égal à 1, faute de plus d'étude à son sujet, à tendance à surestimer la valeur de $s^2(FSE)$ et qu'il est préférable de réaliser une investigation sur le terrain afin de déterminer sa valeur réelle avant l'utilisation de l'Equation 17 [Boudreault et al., 2012].

2. Variation due à la gravité du sol

$$s^2(GSE) \approx \frac{s^2(FSE)}{N}, \quad (19)$$

Avec $s^2(GSE)$ la variation due à gravité du sol, $s^2(FSE)$ la variation due à l'hétérogénéité du sol, et N le nombre d'incrémentes (ex. unités d'échantillonnages du sol).

Pour que $s^2(GSE)$ soit négligeable par rapport à $s^2(FSE)$, il est recommandé que N soit égal à 25 ou 30 [Boudreault et al., 2012].

Afin de déterminer la meilleure méthode d'échantillonnage, Back [2001] s'est basé sur les courbes de densité de probabilité des méthodes d'échantillonnage. Sur base de l'hypothèse de distribution gaussienne des erreurs d'échantillonnage et des variances relatives totales des mesures d'échantillonnage (ici : variances expérimentales), il parvient à estimer la méthode engendrant le moins d'incertitude. Par exemple, il considère une valeur moyenne de concentration en plomb égale à 1500 ppm (Figure 21) et deux coefficient de variation selon la méthode d'échantillonnage. La méthode d'échantillonnage A (ligne bleue) possède un coefficient de variation plus faible que la méthode B (ligne grise). La probabilité d'être en-dessous du seuil de contamination (ligne rouge) est de 2% pour la méthode A, tandis qu'elle est de 29.5% pour la

méthode B, alors qu'elles ont, toutes deux, une concentration moyenne identique. Il va de soi que la méthode d'échantillonnage A est préférée à la méthode B car l'incertitude sur ses valeurs est plus faible et permet une prise de décision plus juste [Back, 2001]. Une fois encore, nous pouvons constater l'impact de l'incertitude des mesures sur la prise de décision.

Une autre méthode, plus spécifique à notre cas d'étude, consiste à regarder le degré de certitude qu'on a sur l'occurrence d'un évènement ne prenant que deux valeurs possibles (généralement échec ou réussite) via l'utilisation d'une loi binomiale [note personnelle : P. Goovaerts [2015]]. Dans notre cas, nous avons un échec lorsque que les concentrations dans les plantes d'analyse dépassent les normes alimentaires et une réussite quand il n'y a pas dépassement des normes. Le degré de certitude qu'on a sur le taux de plantes dépassant les normes alimentaires dépend de plusieurs paramètres :

- le nombre total d'échantillon pour une zone à risque donnée
- le nombre total d'échantillons pour lesquels un dépassement de norme a lieu
- le taux toléré de plantes dépassant les normes alimentaires

La certitude sur le fait que le pourcentage d'échantillons de plante dont on accepte le dépassement de norme alimentaire (probabilité de succès) soit exacte, compte tenu des observations de dépassement des normes (nombre d'échec) parmi un nombre total d'échantillons (tirages) récoltés sur une zone d'étude, est donnée par l'Equation 20. Certains des résultats sont repris dans le Tableau 30. Ils représentent le nombre minimal d'observation nécessaire sur le terrain compte tenu du taux de plantes toléré dépassant les normes alimentaires, du degré de certitude accepté et du nombre d'observations pour lesquelles il y a un dépassement des normes.

$$DC = \left(1 - \sum_{y=0}^k C_n^k p(1-p)^{n-k}\right) * 100, \quad (20)$$

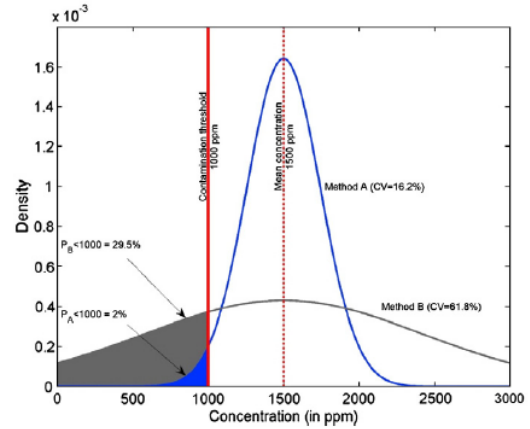


Figure 21: Probabilité de faire des erreurs de classification du sol sur base de la représentativité de la procédure d'échantillonnage (Source : Boudreault et al. [2012]).

Avec DC le degré de certitude sur le taux de dépassement des normes (%), C_n^k le coefficient binomial, k le nombre de fois que les normes sont dépassées (nombre d'échec), n le nombre total d'observations, échec et réussite confondus, et p le taux de dépassement de norme (ou la probabilité d'échec).

Table 30: Nombre minimal d'observation nécessaire sur le terrain compte tenu du taux de plantes toléré dépassant les normes alimentaires (p), du degré de certitude accepté (DC) et du nombre d'observations pour lesquelles il y a un dépassement des normes (nbs DN).

		DC = 80%	DC = 85%	DC = 90%	DC = 95%
$p = 5\%$	0 DN	32	37	45	59
	1 DN	59	67	77	93
	2 DN	85	94	> 100	> 100
	3 DN	> 100	> 100	> 100	> 100
	4 DN	> 100	> 100	> 100	> 100
	5 DN	> 100	> 100	> 100	> 100
$p = 10\%$	0 DN	16	19	22	29
	1 DN	29	33	38	46
	2 DN	42	46	52	61
	3 DN	54	59	65	76
	4 DN	66	71	78	90
	5 DN	78	84	92	> 100
$p = 15\%$	0 DN	10	12	15	19
	1 DN	19	22	25	30
	2 DN	28	30	34	40
	3 DN	36	39	43	50
	4 DN	44	47	52	59
	5 DN	52	55	60	68
$p = 20\%$	0 DN	8	9	11	14
	1 DN	14	16	18	22
	2 DN	21	22	25	30
	3 DN	27	29	32	37
	4 DN	33	35	38	44
	5 DN	38	41	45	50

Nous voyons que le nombre nécessaire minimal d'observation diminue lorsque le degré de certitude (DC) accepté diminue ou lorsque le taux toléré de plantes dépassant les normes (p) augmente. Par ailleurs, si le nombre d'observation avec dépassement de seuil augmente, il faut que le nombre total d'observation y correspondant soit suffisamment grand pour garder un taux de dépassement du seuil (p) faible.

Pour comprendre l'utilisation du Tableau 30, utilisons un exemple. Supposons que nous tolérons le fait que maximum 10% des plantes dans une zone à risque aient des teneurs en éléments traces qui dépassent les normes alimentaires. En assignant le dépassement de norme à un échec, la probabilité d'échec (p) vaut 0.1 (ou 10%). Si nous voulons être certain à 95% que ce dépassement de norme soit exacte ($DC=95\%$), nous devons avoir minimum 29 observations pour lesquelles aucun dépassement de normes n'est observé, ou minimum 46 observations pour lesquelles un seul dépasse-

ment de normes est observé, ou minimum 61 observations pour lesquelles seulement deux dépassements de normes sont observés, etc.

De manière similaire, pour un nombre total d'observation (n) égal à 29, selon une loi binomiale, nous obtenons des probabilités d'occurrence pour 0, 1 et 2 dépassements de seuil respectivement égales à 0.95, 0.80 et 0.56. Cela signifie que si nous effectuons au total 29 prélèvements de plantes et que dans ces prélèvements il y a :

- 0 échantillon qui dépasse la valeur critique, je suis certaine à 95% que moins de 10% des plantes dans la zone d'étude ne dépasseront la norme alimentaire (cellule gris foncée).
- 1 échantillon qui dépasse la valeur critique, je suis certaine à 80% que moins de 10% des plantes dans la zone d'étude ne dépasseront la norme alimentaire (cellule gris clair).
- 2 échantillons qui dépassent la valeur critique, je suis certaine seulement à 56% que moins de 10% des plantes dans la zone d'étude ne dépasseront la norme alimentaire (résultat non présenté dans le Tableau).

La détermination du pourcentage de plantes qui dépassent le seuil toléré, ainsi que du degré de certitude qu'on y accorde, est du ressort politique. Par contre, sur base du Tableau 30, nous pouvons déterminer un nombre de prélèvements minimum à effectuer et, selon les résultats, nous pourrions décider si il est nécessaire d'aller prélever un plus grand nombre d'échantillon afin d'obtenir un meilleur degré de certitude.

D'autres recommandations sont à préciser pour améliorer la représentativité des mesures. Premièrement, il est important de considérer les facteurs temps et lieux dans le domaine agronomique car les mesures servent souvent à généraliser les observations effectuées sur des petites parcelles à l'ensemble du territoire. Ainsi, pour représenter de manière aussi représentative que possible l'ensemble de la région considérée, il y a intérêt à augmenter le nombre d'observation en différentes parcelles agricoles, en diminuant, si nécessaire, le nombre de répétition au sein de chacune d'elle [Dagnelie, 2012]. La détermination de l'efficacité relative pour plusieurs schéma d'échantillonnage confirme ces faits (Tableau 31). De fait, l'efficacité relative donne, pour un nombre total de mesures, le nombre qui doit être alloué à des parcelles différentes et celui qui doit être alloué à des répétitions. Cela permet, pour un nombre donné total d'observation, de maximiser l'efficacité relative en favorisant un échantillonnage avec peu de répétitions dans plusieurs parcelles plutôt qu'un échantillonnage dans peu de parcelles mais avec beaucoup de répétitions. Au Tableau 31, nous voyons, par exemple, que pour un nombre total d'observation de 4, il vaut mieux privilégier un prélèvement dans 4 parcelles différentes avec une seule répétition dans chaque parcelle (efficacité relative de 200%) plutôt que 2 répétitions dans deux parcelles (efficacité relative de 187%) ou 4 répétitions dans une seule même parcelle (efficacité relative de 166%).

Table 31: Efficacité relative des méthodes d'échantillonnage en fonction du nombre de lieux d'échantillonnage (q) et du nombre de répétitions effectuées en chaque lieux (r). L'efficacité est donnée relativement à un échantillonnage dans un seul lieu avec une seule répétition (q et $r = 1$; efficacité relative = 100%). Les nombres entre parenthèse correspond au nombre d'observation totale ($=r+q$). Basé sur les Equations données par Dagnelie [2012].

$r \setminus q$	1	2	3	4	5	6	7	8
1	100 (1)	141 (2)	173 (3)	200 (4)	224 (5)	245 (6)	265 (6)	283 (8)
2	132 (2)	187 (4)	229 (6)	264 (8)	295 (10)	323 (12)	349 (14)	373 (16)
3	152 (3)	215 (6)	264 (9)	304 (12)	340 (15)	373 (18)	403 (21)	430 (24)
4	166 (4)	235 (8)	288 (12)	333 (16)	372 (20)	408 (24)	440 (28)	471 (32)
5	177 (5)	251 (10)	307 (15)	354 (20)	396 (25)	434 (30)	469 (35)	501 (40)
6	186 (6)	263 (12)	322 (18)	37 (24)	415 (30)	455 (36)	491 (42)	525 (48)
7	193 (7)	272 (14)	334 (21)	385 (28)	431 (35)	472 (42)	510 (49)	545 (56)
8	198 (8)	280 (16)	343 (24)	396 (32)	443 (40)	486 (48)	525 (56)	561(64)

Part III

Système d'observation des sols : application à la Région wallonne

1 Application à la Région wallonne : analyse des ETMs dans le sol

À présent que l'analyse de la littérature a pu mettre à jour les points essentiels à considérer pour l'instauration d'un réseau de surveillance, nous pouvons appliquer l'étude à la Région wallonne. Cette partie suit le même schéma que celui repris dans le revue bibliographique. Dans un premier temps, nous développons les objectifs du réseau de surveillance. Ensuite, nous déterminons les paramètres qui doivent être analysés et les lieux de prélèvements selon un protocole d'échantillonnage et d'analyse bien précis. Sur cette base, différents réseaux de surveillance seront proposés. Les coûts qui y sont liés sont également estimés. Finalement, des pistes de réflexion par rapport à l'utilisation des données seront abordées.

1.1 Objectifs de l'étude

Le réseau de surveillance des sols, pour l'étude de la contamination en éléments traces métalliques en Région Wallonne, vise deux objectifs principaux :

Obj. 1 : Vérifier la conformité des aliments et des fourrages

Le réseau d'observation doit se concentrer sur les zones les plus à risque, dits points noirs, afin de s'assurer que les concentrations du sol qui y sont retrouvées ne nuisent pas à la qualité des aliments, tant du point de vue de l'alimentation humaine que des fourrages. Dans le cas contraire, la présente étude doit pouvoir mettre en avant des solutions pour l'utilisation future des terres en respect avec l'environnement et la santé humaine et animale. Les zones à risque concernent autant des zones où les concentrations en éléments traces sont élevées que des zones où les concentrations sont modérées mais où les caractéristiques du sol ont tendance à faciliter le transfert sol/plante. L'étude se portera sur trois grandes classes de culture : les grandes cultures, les cultures maraîchères et les cultures fourragères.

Obj. 2 : Valider les limites inférieures et supérieures.

L'analyse effectuée sur les hypothèses sous-jacentes à la détermination des valeurs seuils et limites du GRER a mis en évidence l'influence de l'incertitude liée à la masse pondérale par classe d'âge et le régime alimentaire. De fait, un changement faible d'hypothèse peut mener à de grands changements dans les valeurs ainsi calculées. Il convient donc de déterminer, dans cette étude, si les limites inférieures et supérieures, qui font office de substitution aux valeurs seuil et d'intervention et qui ont été calculées précédemment, sont représentatives du risque réellement encouru sur les terres agricoles wallonnes. Dans

l'affirmative, ces valeurs peuvent être utilisées dans le futur pour détecter automatiquement les zones à risque.

Notons que la présente étude se base uniquement sur des sols agricoles situés en Région Wallonne et se fait au regard de la contamination en éléments traces métalliques. Elle doit être adaptée si les conditions d'étude change (ex. sols forestiers, contaminations par polluants organiques). Par ailleurs, les zones à risque utilisées dans le réseau de surveillance du sol pourraient, dans le futur, servir également de parcelles pilotes afin d'analyser l'impact de l'épandage de matières organiques sur les terres agricoles par rapport au bilan d'éléments traces métalliques (plus de détails à la Section IV du rapport). Ces tests pilotes permettraient de déterminer les mesures à prendre concernant les autorisations d'épandage.

Rajoutons que le risque écotoxicologique, pour les écosystèmes et les microorganismes du sol, n'est pas analysé dans la présente étude puisque, dans l'analyse des valeurs seuils et limites, il a été conclu que, sous une protection de 60% des espèces, les valeurs données par le GRER n'étaient pas problématiques vu les teneurs attendues en éléments traces pour les sols agricoles en Région wallonne. Si toutefois une étude est jugée nécessaire, la sélection des zones à risque est identique à celle développée ci-dessous. Par contre, les méthodologies d'analyse du risque changent afin de tenir compte des problèmes de toxicité relatives aux microorganismes et aux écosystèmes. Pour plus de détails, se référer à des études toxicologiques et écotoxicologiques.

1.2 Choix des paramètres à analyser

1.2.1 Situation générale et choix

Vu le manque de valeurs seuils et de valeurs de comparaison pour les facteurs biologiques, cette étude ne peut s'effectuer raisonnablement que sur des facteurs physico-chimiques du sol. Par ailleurs, étant donné que l'impact des éléments traces métalliques sur la toxicologie envers les écosystèmes et les microorganismes n'est pas considéré dans cette étude, utiliser des indicateurs biologiques au sens strict a peu de sens. Cependant, puisqu'il convient de vérifier la conformité des produits agricoles vis-à-vis des normes alimentaires, les concentrations en ETMs dans les plantes sont néanmoins analysées. Ces analyses se portent sur des zones dont les teneurs en ETMs du sol excèdent la limite inférieure (ou supérieure). Pour ces zones, les teneurs totales en ETMs du sol sont également mesurées. La mesure de concentrations dans les plantes s'effectue pour les parties comestibles. Dans le cas où plusieurs parties de la plantes peuvent être consommées ou lorsque le plan est consommé entièrement, une analyse respectivement partie par partie ou sur le plan entier est effectuée. Etant donné que l'état de stress d'une plante peut interférer sur

son absorption d'ETMs, une analyse visuelle des plantes lors de l'échantillonnage sur le terrain doit être effectuée afin d'avoir une indication générale sur leur stress.

En ce qui concerne les plantes à analyser (Tableau 32), une distinction est faite entre les zones de cultures (problématiques liées à la santé humaine) et les zones de prairies comprenant également les cultures fourragères (problématiques liées à la contamination du bétail). Dans le cas des prairies, une analyse du sol doit être effectuée pour déterminer la quantité d'ETMs ingérée par le bétail via ingestion directe. Les valeurs utilisées pour juger si les teneurs dans les plantes sont acceptables se basent sur les législations européennes et belges (Cd, Hg, Pb), ainsi que sur les ordonnances pour l'alimentation du bétail lorsqu'aucune norme n'existe dans la législation (Cr, Ni, Zn) (Tableau 32).

Rappelons que le pourcentage de superficies agricoles concernées par un dépassement de valeur seuil du GRER pour le mercure est de seulement 0.0009%. Avec d'autres types d'usage de sol (ex. type d'usage III), la valeur seuil est systématiquement supérieure aux teneurs attendues du sol en mercure. Par ailleurs, comme nous le verrons plus loin, le dépassement de ces valeurs se fait hors du cadastre agricole. Dès lors, le mercure ne sera pas considéré dans le système d'observation. À titre indicatif, et dans le cas où le mercure deviendrait problématique, les plantes à analyser sont néanmoins reprises dans le Tableau 32. Il s'agit de la culture pour laquelle les concentrations autorisées en mercure, selon la législation, sont les plus faibles. Il en va de même pour le zinc pour les risques liés à la santé humaine. Les plantes qui y sont liées sont également données à titre indicatif.

Dans la mesure du possible, et selon le budget disponible, il faut analyser toutes les plantes reprises dans le Tableau 32 sur chaque parcelle d'étude. La meilleure solution consistant à prélever des plantes directement sur des parcelles en culture au lieu de devoir installer nous-mêmes ces cultures sur les parcelles agricoles. Si aucune culture d'intérêt n'existe dans la région d'étude, deux solutions s'offrent nous ; soit installer des petites placettes d'étude sur les parcelles agricoles à risque et y cultiver les plantes d'intérêt, soit utiliser les cultures présentes dans la région. Dans le premier cas, si des limitations budgétaires ou physiques empêchent l'analyse de toutes les plantes du Tableau 32, il faut choisir parmi ces plantes celles qui sont les plus à risque et n'appliquer l'analyse que sur celles-ci. Dans le deuxième cas, les cultures les plus à risque ne sont pas analysées, mais ce choix peut être justifié par le fait qu'elles ne sont de toute façon pas cultivées dans cette région et que, par conséquent, le risque pour ces plantes n'existe pas. Dans ce cas, il convient, néanmoins, de garder cette hypothèse en tête et d'appliquer des mesures adéquates si, dans le futur, il est prévu d'utiliser ces terres agricoles en y cultivant des cultures potentiellement à risque.

Table 32: Plantes et parties à analyser en fonction des éléments traces métalliques dépassant les valeurs seuil/d'intervention en Région wallonne, et normes maximales tolérées dans les aliments. C = mesure effectuée pour les cultures (grandes cultures et cultures maraîchères), P = mesures effectuées pour les prairies (pâturage et cultures fourragères). ppm = mg/ kg de matière sèche, ppm_f = mg/ kg de matière fraîche. NE = normes européennes, NO = normes de l'OIALA/Blume dans Mailänder and Hämman [2005], A = cfr Annexe IV. Les références en grises sont à considérer seulement dans le cas d'un changement de situation pour le Hg ou le Zn. Pour le plomb, le maïs est problématique seulement si il y a un risque pour le bétail, ce qui n'est pas le cas dans cette étude. Cette donnée est également grisée car elle n'est pas à considérer.

	Plantes	Parties à analyser	Normes
Cd	Maïs entier (P)	Entièrement	1.12 ppm (NE)
	Herbe (P)	Entièrement (sauf racines)	1.12 ppm (NE)
	Chicorée (C)	Feuilles	0.3 ppm _f (A)
	Bulbes (oignons) (C)	Bulbe	0.1 ppm _f (A)
	Poireaux (C)	Entièrement (sauf racines)	0.1 ppm _f (A)
	Céleris (C)	Tige et Feuilles	0.3 ppm _f (A)
	Epinard (C)	Feuilles	0.3 ppm _f (A)
	Laitue (C)	Feuilles	0.3 ppm _f (A)
Cr	Tomates (C)	Fruit	0.01 ppm _f (A)
	Légumes racines (radis) (C)	Racines + Feuilles	0.02 ppm _f (A)
	Choux (C)	Feuilles	0.02 ppm _f (A)
Hg	Pomme de terre (C)	Racines	0.004 ppm _f (A)
Ni	Laitue (C)	Feuilles	0.04 ppm _f (A)
	Haricot (C)	Gousses	0.03 ppm _f (A)
Pb	Maïs (C)	Entièrement	0.2 ppm _f (A)
	Carotte (C)	Racines + Feuilles	0.1 ppm _f (A)
Zn	Dactyle (P)	Entièrement (sauf racines)	150-300 ppm (NO)
	Herbe (P)	Entièrement (sauf racines)	150-300 ppm (NO)
	Poireaux (C)	Entièrement (sauf racines)	2 ppm _f (A)
	Tomates (C)	Fruit	2 ppm _f (A)
	Choux fleur (C)	Feuilles	3 ppm _f (A)
	Harico (C)	Gousse	2 ppm _f (A)

La détermination des parcelles d'étude se fait, notamment, via l'analyse de caractéristiques du sol facilitant le transfert d'ETMs vers les plantes. Par conséquent, il est recommandé de mesurer les facteurs physico-chimiques de manière précise sur les parcelles d'étude afin de vérifier leur conformité avec les cartes utilisées a priori pour la détermination du risque. Les facteurs physico-chimiques d'intérêt sont les mêmes que ceux repris dans l'indice de vulnérabilité et ceux proposés par Arshad and Martin [2002], à savoir le pH, le taux de matière organique du sol et la teneur en argile (Tableaux 33). La mesure de ces facteurs permet également, dans le futur, de les utiliser pour des études de corrélation entre teneurs en ETMs dans les végétaux et caractéristiques du sol.

Certains indices cités dans la revue de littérature ne sont pas repris ici car ils sont jugés non pertinents par rapport aux objectifs de l'étude. C'est le cas de la stabilité des agrégats qui est utile seulement lorsque l'on veut estimer la résistance des sols agricoles à l'érosion [Bastida et al., 2008]. Dans le cas d'une analyse de contamination en ETMs du sol, son utilisation est peu justifiée. Il en va de même pour l'analyse de la respiration du sol qui donne plus une indication sur les effets

Table 33: Indicateurs clés pour l'analyse de qualité du sol (Source : Arshad and Martin [2002]). Les termes en italique correspondent aux objectifs de cette étude. La précision sur l'objectif d'étude (1 ou 2) est également donnée. L'infiltration n'est pas utile à notre étude vu qu'elle ne correspond à aucun objectif de l'étude.

Indicateurs	Utilité de l'indicateur	Objectif visé
Teneur en carbone organique (C_{org})	Définit la structure du sol, la <i>réten</i> tion de l'eau et <i>des contaminants</i> , modélisations de processus	2
Texture (teneur en argile)	<i>Réten</i> tion et transport de l'eau et <i>des contaminants</i> , modélisations	2
Infiltration	Potentiel de ruissellement, de lixiviation et d'érosion	-
pH	Disponibilité des nutriments, <i>mobilité et absorption</i> <i>des contaminants</i> , modélisations de processus	2
Concentrations en polluants	Qualité des culture, <i>santé animale et humaine</i>	
(a) du sol		2
(b) dans les parties comestibles et les fourrages		1 et 2

de gestion de parcelle par rapport aux teneurs en matières organiques que sur les teneurs en contaminants dans le sol [Arshad and Martin, 2002].

1.3 Choix de la localisation

1.3.1 Situation générale

La sélection de zones de prélèvement permet de déterminer les parcelles où les plantes à risque doivent être analysées en priorité. Dans la présente étude, l'attention est portée sur les zones les plus vulnérables. Selon Bone et al. [2010], les zones les plus à risque sont celles où il y a combinaison de trois éléments : la source de contamination, la voie de transfert de contamination et le récepteur. Dans cette étude, ces trois éléments correspondent, respectivement, à la teneur totale en ETMs du sol, la mobilité des ETMs au sein du sol, et le prélèvement des ETMs par les plantes ou l'ingestion par les animaux. Par conséquent, le choix des zones concerne des parcelles agricoles pour lesquelles les teneurs attendues en ETMs et la mobilité de ceux-ci sont élevées. Pour rappel, les caractéristiques du sol utilisées pour évaluer la mobilité sont le pH, le taux de MO, la teneur en argile.

Les enquêtes préalables au plan d'échantillonnage se font sur base des cartes de pH et MO (données de Requasud), de texture (carte CNSW) et de teneurs attendues en ETMs (données de l'UCL - Projet Capasol).

Les seuils utilisés pour la sélection des zones vulnérables se basent sur quatre valeurs : les valeurs seuils et d'intervention données par le GRER (VS et VI) et les limites inférieures et supérieures (LI et LS) obtenues via le logiciel S-RISK. De manière générale, les limites inférieures et supérieures sont toujours plus élevées, respectivement, que les valeurs seuils et d'intervention (Figure 22). Nous considérons que, lorsque les teneurs attendues du sol sont inférieure à la VS, compte tenu de la définition de la valeur seuil, il n'y a aucun problème suspecté pour ces sols et aucune mesure sur le terrain ne doit être effectuée. Par contre, étant donné l'analyse d'hypothèses sous-jacentes aux valeurs du GRER, il est probable que la valeur d'intervention donnée par le GRER soit trop restrictive par rapport au risque réellement encouru. Nous considérons donc qu'il y a réellement un risque de contamination des aliments lorsque la limite supérieure, valeur plus flexible que la VI, est dépassée. Entre la VS du GRER et la limite supérieure, le risque est indéterminé et des vérifications sur le terrain permettront de le déterminer.

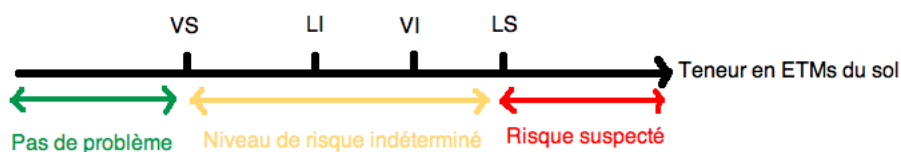


Figure 22: Comparaison des teneurs attendues du sol par rapport aux différents seuils : valeurs seuil et d'intervention du GRER (VS et VI) et limites inférieures et supérieures (LI et LS).

Etant donné que, vu les teneurs attendues dans les sols agricoles wallons, il n'y a jamais dépassement de la limite supérieure, nous ne pouvons pas affirmer avec certitude la présence de risque de contamination. Nous nous situons dans des zones à risque indéterminé et des mesures sur le terrain permettront de vérifier si risque de contamination il y a réellement ou non. Par ailleurs, notons que la limite inférieure n'est également jamais dépassée, sauf pour le cadmium et le chrome (Figures ?? et ??, délimitations rouges). Cela signifie que, avec les limites inférieures et supérieures, le risque de contamination est nul pour les sols agricoles wallons.

1.3.2 Choix des parcelles d'études

Puisque nous voulons concentrer nos efforts sur seulement certaines parcelles agricoles considérés comme les plus vulnérables, le schéma de sélection des parcelles suit un échantillonnage ciblé. L'échantillonnage se base sur deux critères afin de tenir compte de toutes les situations *worst case* et d'évaluer ainsi le niveau de risque pour ces situations extrêmes :

1. Parcelles pour lesquelles la teneur attendue en éléments traces du sol est élevée. La sélection des parcelles se fait sur base des teneurs attendues du sol (cartes Capasol) comprise entre la valeur seuil du GRER et la limite supérieure (Figure 22). Notons, toutefois, que les données du projet Capasol ne sont qu'une estimation des teneurs en éléments traces du sol. Dans les zones à fortes teneurs en éléments traces (ex. zones calaminaires), les teneurs du sol sont probablement sous-estimées avec les données Capasol. Afin de tenir compte de ces zones particulières, une analyse spécifique des zones calaminaires a été effectuée. Elle montre, néanmoins, que les zones sélectionnées via les cartes Capasol sont représentatives des zones les plus à risque malgré le fait que les teneurs prédites soient plus faibles que celles mesurées en champ (Figure 23 et 24). Pour plus de détail sur la méthode spécifique aux zones calaminaires et à la sélection des zones, se référer à l'Annexe V.

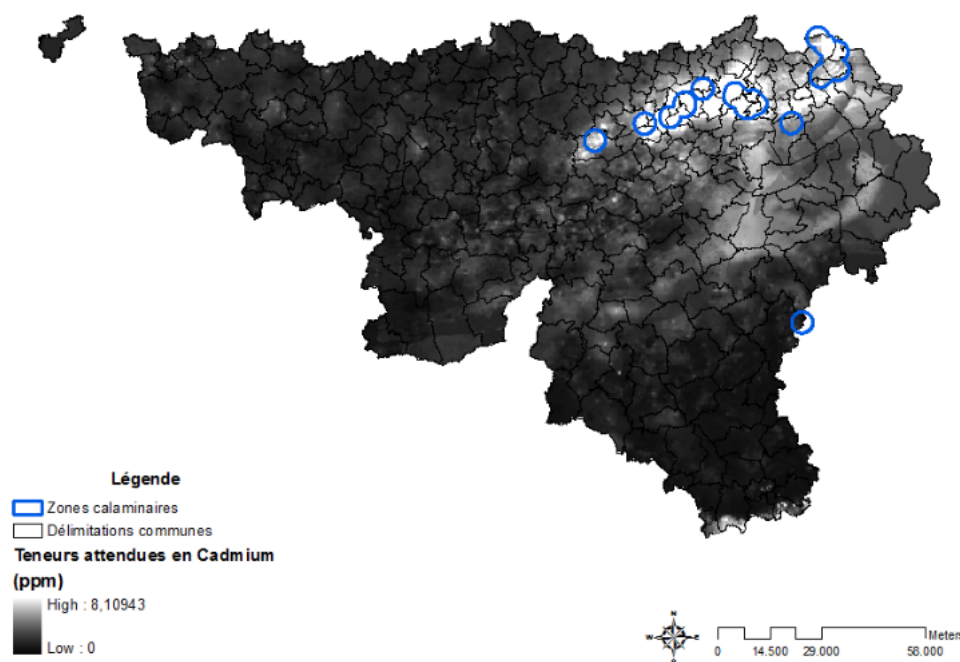


Figure 23: Comparaison de la localisation des zones calaminaires (délimitation en bleu correspondant à une zone tampon de 3 km) avec les zones à fortes teneurs attendues en éléments traces métalliques selon Capasol (zones blanches). Cas du cadmium.

2. Parcelles pour lesquelles la mobilité des éléments traces est élevée. L'estimation de la mobilité se base sur le *facteur Mobilité* développé dans la convention Valmo I. Bien que critiqué lors de la journée d'étude, il a été choisi d'utiliser cet indice car il donne une idée globale des zones les plus vulnérables, sans quantifier toutefois la mobilité des ETMs dans le sol. Pour faciliter la détection des zones vulnérables, seuls 20% des surfaces totales sont considérés. Ces 20% regroupent les parcelles ayant l'indice de mobilité le plus élevé (per-

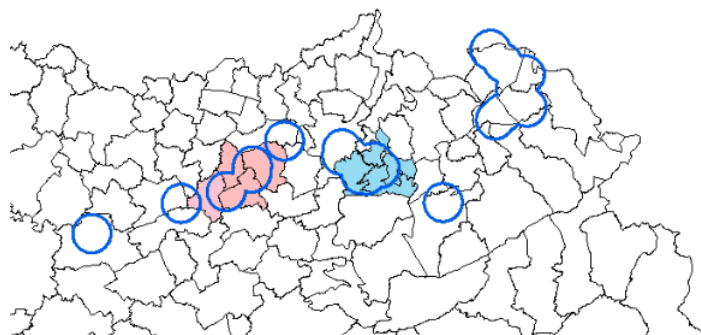


Figure 24: Comparaison de la localisation des zones calaminaires (délimitation en bleu correspondant à une zone tampon de 3 km) avec les zones sélectionnées pour le réseau d'observation (communes en roses et bleues)

centile 80 de l'indice de mobilité). Ce critère inclus donc, entre autres, des zones à risque potentiellement faible selon leur teneur attendue (teneur attendue inférieure à la valeur d'intervention du GRER) mais où la mobilité élevée pourrait mener à un risque de contamination élevé.

Lorsque les deux critères sont rencontrés dans une zone donnée, le choix des parcelles est évident. Par contre, le choix est moins évident lorsque les zones à indice de mobilité élevé ($>$ percentile 80) ne croisent pas de zones à teneur attendue élevée (teneur attendue supérieure à la VS du GRER). Dès lors, lorsque des teneurs attendues en éléments traces sont élevées mais ne sont comprises que dans des zones à faible mobilité, la sélection des parcelles s'effectue en considérant parmi ces parcelles celles qui ont le plus grand indice de mobilité, même si ce dernier est globalement faible. Il en va de même pour l'indice de mobilité. Les parcelles à indice élevé peuvent être situées en zones potentiellement vulnérables (teneur attendue supérieure à la VS du GRER) sans pour autant être dans les zones où les teneurs attendues sont les plus élevées en Région wallonne. Dans ce cas, pour un indice de mobilité élevé ($>$ percentile 80), nous considérons les zones à teneurs attendues les plus importantes, même si celles-ci sont faibles comparées à d'autres teneurs attendues en Région wallonne. Quand les zones à indice de mobilité élevé ($>$ percentile 80) ne croisent pas des zones potentiellement à risque (c'est-à-dire les zones où la teneur attendue est inférieure à la VS du GRER), aucune mesure n'est jugée nécessaire au regard de la mobilité. Dans ce cas, nous n'analysons que l'aspect relatif aux teneurs attendues élevées, et non à une mobilité élevée.

Le choix des parcelles selon chaque élément trace métallique est présenté dans la section suivante. Pour chaque élément trace, la sélection de une à plusieurs parcelles doit se faire parmi celles proposées ci-dessous. Notons que **le cuivre n'est pas considéré puisqu'aucune parcelle agricole en Région wallonne ne possède des teneurs attendues supérieures aux valeurs seuils du GRER.**

Par ailleurs, la sélection des parcelles se base sur l'hypothèse que toutes les parcelles

peuvent être analysées. Dans la réalité, des problèmes administratives et techniques (ex. refus de l'agriculteur) peuvent survenir. Si la sélection des parcelle ne peut se faire parmi celles proposées ci-dessous, il faut se référer à des parcelles les plus proches possible des parcelles initialement sélectionnées et se référer à la logique de sélection développée ci-dessus et dans l'Annexe V.

Afin de ne pas surcharger d'information les sections qui suivent, les Figures relatives aux indices de mobilités et aux teneurs attendues dans le sol sont reprises à l'Annexe VI.

1. Cadmium

(a) Valeurs pour la chaîne trophique supérieure

L'état des teneurs attendues en cadmium en Région wallonne montre que seule la Province de Liège est affectée par un dépassement de seuil (valeur seuil du GRER (1.7 ppm) (zones oranges) ou limite inférieure (3.5 ppm) (zones rouges)). Les zones en rouge concernent seulement 0.1% des superficies agricoles.

Les zones à teneurs attendues élevées (zones rouges) sont principalement situées en zones non agricoles et ne posent dès lors pas de réel problème. Il est possible néanmoins de trouver certaines parcelles agricoles tombant dans les zones à fortes teneurs attendues et ayant un indice mobilité non négligeable. C'est le cas pour les communes de Amay, Engis, Flémalle et Saint-Georges-sur-Meuse (Figure 25). L'impact de teneurs élevées en cadmium sur la toxicologie pour le bétail devra se faire parmi ces parcelles.

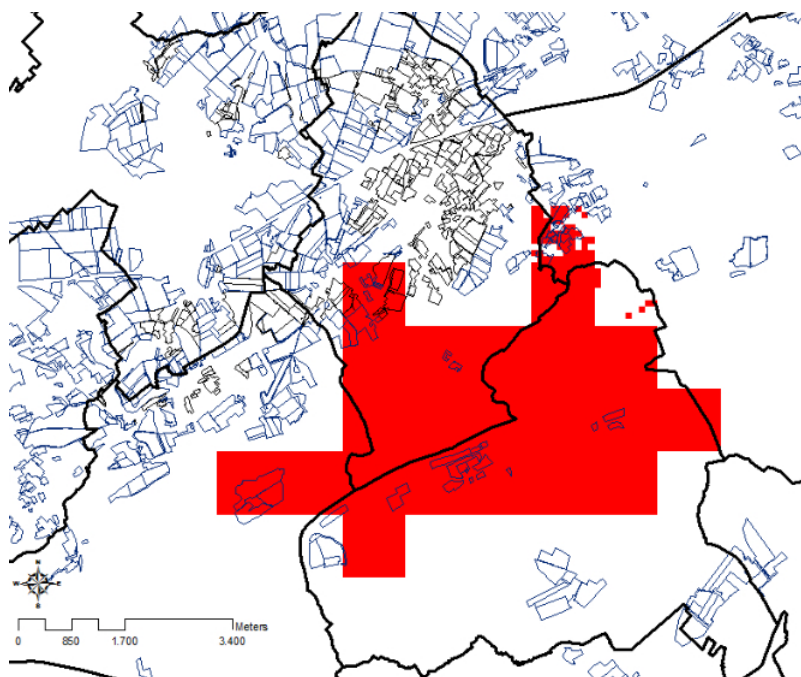


Figure 25: Sélection des prairies pour le **cadmium** : dépassement de la valeur seuil du GRER et de la limite inférieure (zone rouge) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Amay, Engis, Flémalle et Saint-Georges-sur-Meuse). En noir épais, la délimitation des communes.

En ce qui concerne les zones à mobilité élevée, elles sont surtout localisées dans les Province du Brabant Wallon, du Hainaut et dans le Sud de la Province du Luxembourg (Figure 58). Dans les zones concernées par

un dépassement d'au moins un seuil (zones oranges et rouges), l'indice de mobilité est moindre et plus élevé à l'Ouest de la commune de Liège qu'à l'Est . L'impact d'une grande mobilité du cadmium sur la toxicologie pour le bétail, se fait parmi les parcelles rouges (mobilité élevée) tombant dans des zones à teneur attendue non négligeable (zones oranges et rouges) (Figure 26). Ce cas est rencontré uniquement dans la commune de Saint-Georges-sur-Meuse. Les autres communes présentent des indices de mobilité plus faibles pour de même teneurs attendues.

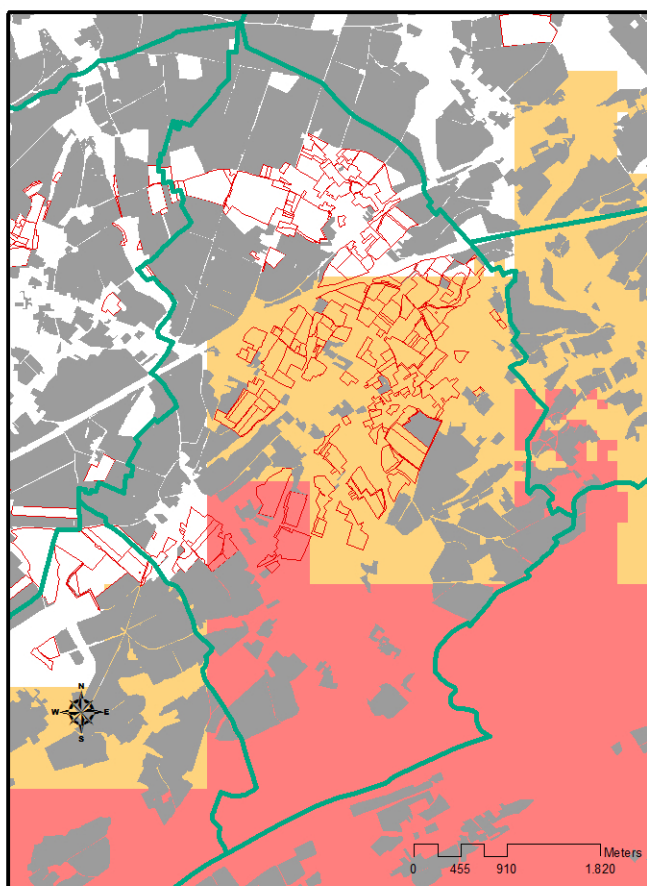


Figure 26: Sélection des prairies pour le **cadmium** : indices de mobilité élevés (parcelles délimitées en noir) dans des zones à teneur attendue relativement importante (zone orange) (commune de Saint-Georges-sur-Meuse). En vert, la délimitation des communes.

- (b) Valeurs pour la santé humaine
 Pour la santé humaine, les teneurs attendues sont inférieures à la limite inférieure (8.5 ppm). Les analyses se font uniquement par rapport à la

valeur d'intervention VI_H du GRER (0.46 ppm). Etant donné que la zone correspondant à ce dépassement (zone orange) est assez grande, elle a été divisée en deux parties ; concentrations relativement faibles (< 1.5 ppm) (orange clair) et concentrations plus élevées (> 1.5 ppm) (orange foncé). Bien que chaque provinces soient plus ou moins affectées par un dépassement de VI_H , la Province de Liège est la seule à être quasi entièrement affectée. Par ailleurs, seule la Province de Liège est concernée par la présence d'une zone orange foncée principalement concentrée dans les communes de Amay, Engis, Flémalle, Grâce-Hollogne, Saint-Georges-sur-Meuse et Wanzé (Figure 27). L'indice de mobilité est quant à lui fort semblable à celui rencontré dans le cas des prairies si ce n'est que sa valeur est plus faible en tout point . Cela provient du fait que la mobilité du cadmium est plus élevée à des pH faibles. Or les prairies ont tendance à être plus acide que les cultures. La mobilité du cadmium y est donc légèrement plus importante.

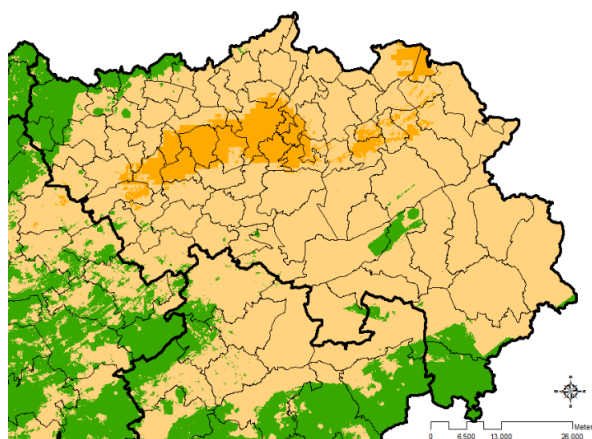


Figure 27: Zoom sur l'état général du dépassement de valeur seuil et d'intervention pour la Province de Liège.

Dans ce cas-ci, nous analysons les zones oranges foncées en les croisant avec le plus grand indice de mobilité (Figure 28) uniquement en Province liégeoise. Ces parcelles sont, grosso modo, similaires à celles trouvées pour les problèmes de toxicologie de cadmium envers le bétail et situées principalement dans la commune de Saint-Georges-sur-Meuse.

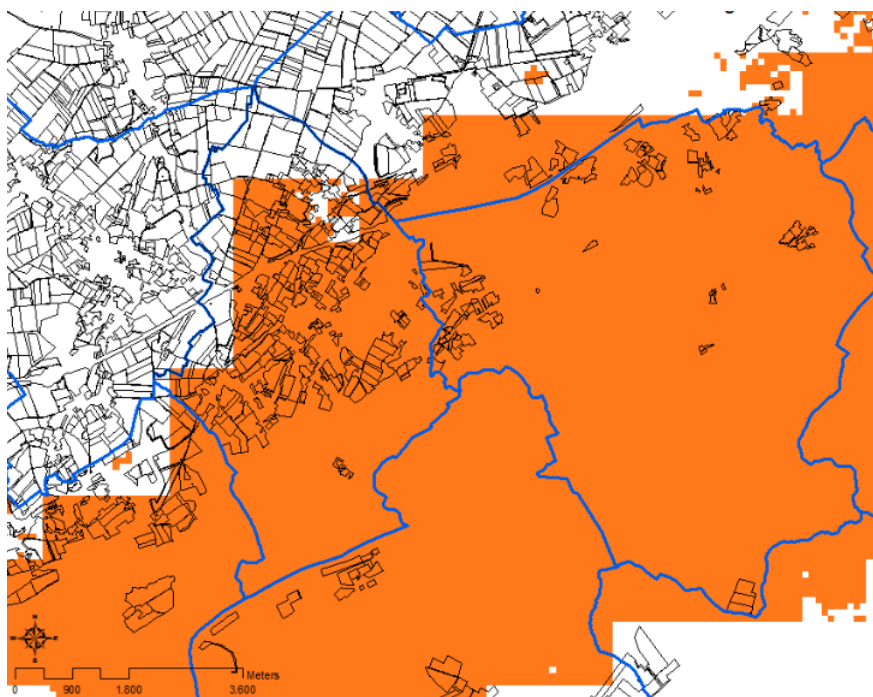


Figure 28: Sélection des parcelles pour le **cadmium** : dépassement de la valeur seuil du GRER (> 1.5 ppm) (zone orange) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Amay, Engis, Flémalle et Saint-Georges-sur-Meuse). En bleu, la délimitation des communes.

2. Chrome

Pour le chrome, la zone où un dépassement de VS du GRER (17 ppm) a lieu occupe une grande portion de la Région wallonne. Dès lors, de manière similaire au cadmium, cette zone a été divisée en deux parties; concentrations relativement faibles (< 40 ppm) (orange clair) et concentrations plus élevées (> 40 ppm) (orange foncé). Les zones où il y a dépassement de la limite inférieure (72.6 ppm) sont peu nombreuses et présentes exclusivement dans la Province du Luxembourg, principalement dans les communes de Aubange, Bastogne, Libramont-Chevigny, Messancy, Neufchâteau, Paliseul et Vaux-sur-Sûre (Figure 29). Elles concernent seulement 0.13% des superficies agricoles. En ce qui concerne les zones oranges foncées, elles sont situées à l'opposé des zones à indice de mobilité élevé. De fait, l'indice de mobilité est particulièrement élevé dans la Province du Brabant wallon (partie centrale et Ouest) et dans quelques communes dans la province du Hainaut (Quiévrain, Mons, Ellezelles, Flobecq, Frasnes-lez-Anvaing).

Notre sélection de parcelle se fait sur des parcelles à teneur attendues élevées ayant un indice de mobilité le plus grand possible (zone orange). Ces cas sont retrouvés dans les communes de Aubange et Messancy (Figure 30). La sélection de parcelle se fait également sur des zones à indice de mobilité élevé pour

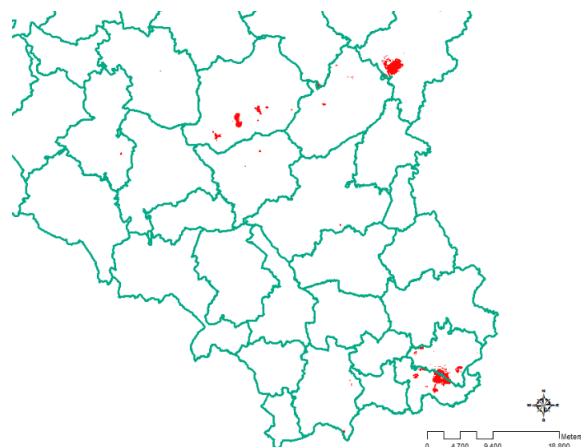


Figure 29: Zoom sur l'état général du dépassement de valeur seuil du GRER et de la limite inférieure (zone rouge) pour la Province du Luxembourg.

lesquelles les teneurs attendues du sol sont non négligeables (zones oranges foncés, sinon claires) (Figure 31). De telles parcelles sont retrouvées au Brabant wallon.

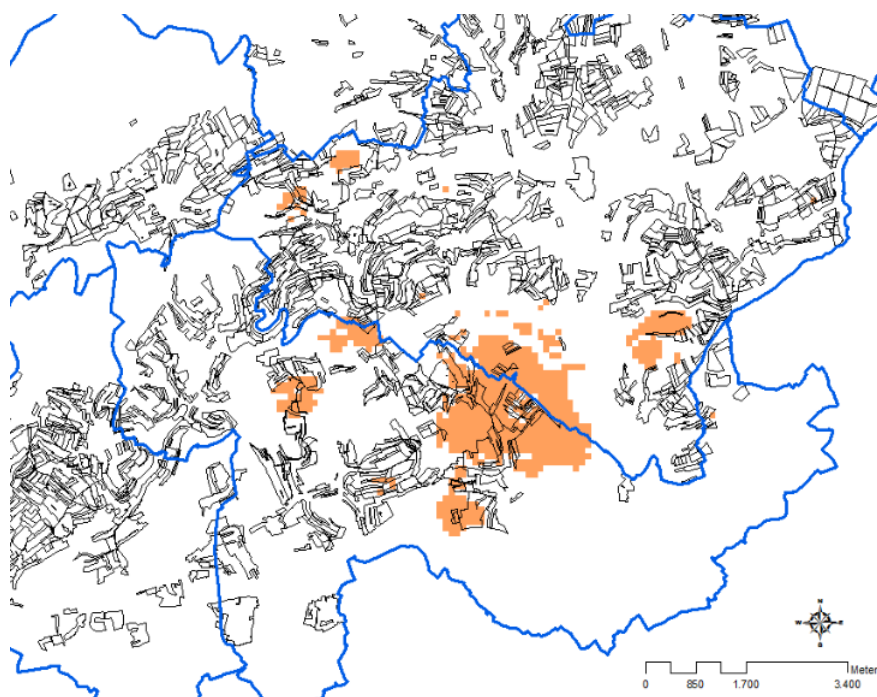


Figure 30: Sélection des parcelles pour le **chrome** : dépassement de la valeur seuil du GRER (17 ppm) et la limite inférieure (72.6 ppm) (zone orange) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Aubange et Messancy). En bleu, la délimitation des communes.

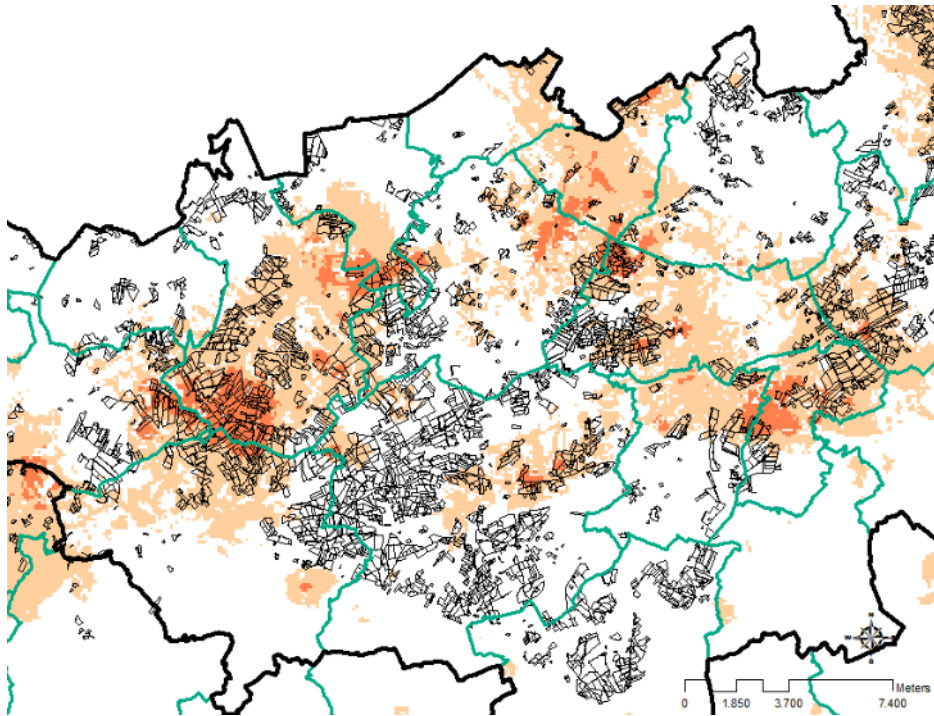


Figure 31: Sélection des parcelles pour le **chrome** : indices de mobilité les plus élevés (parcelles délimitées en noir) dans des zones à teneur attendue non négligeable (zone orange; de clair à foncé = teneur attendue du sol croissante) (Province du Brabant wallon). En vert, la délimitation des communes et en noir gras, la limite provinciale.

3. Mercure

Seuls quelques pixels ont des teneurs attendues supérieures à la valeur seuil du GRER (0.5 ppm). Ceux-ci sont isolés et ne concernent pas les parcelles agricoles. Par ailleurs, puisqu'aucun pixel n'a une teneur attendue supérieure aux limites inférieures et supérieures, ainsi qu'à la VI du GRER, nous pouvons considérer qu'il n'y a pas de problème en Région wallonne vis-à-vis du mercure et que le système d'observation ne doit pas tenir compte de cet élément lors de son implémentation.

4. Nickel

La majeure partie des parcelles agricoles ont des teneurs attendue inférieures à la valeur seuil du GRER (53 ppm). Par contre, elles sont toutes plus faibles que la limite inférieure (153 ppm). Les quelques parcelles dépassant la valeur seuil du GRER sont situées dans la Province de Liège (Dison et Verviers), mais avec un indice de mobilité faible, ou dans la Province du Luxembourg (principalement à Aubange, Bastogne, Fauvillers, Herbeumont, Martelange, Messancy, Neufchâteau, Sainte-Ode et Vaux-sur-Sûre) avec également un indice de mobilité relativement faible sauf pour les communes de Aubange et Messancy. Pour le nickel, le système d'observation s'effectue donc sur ces deux communes uniquement (parcelles délimitées en noir tombant dans la zone orange, Figure 32).

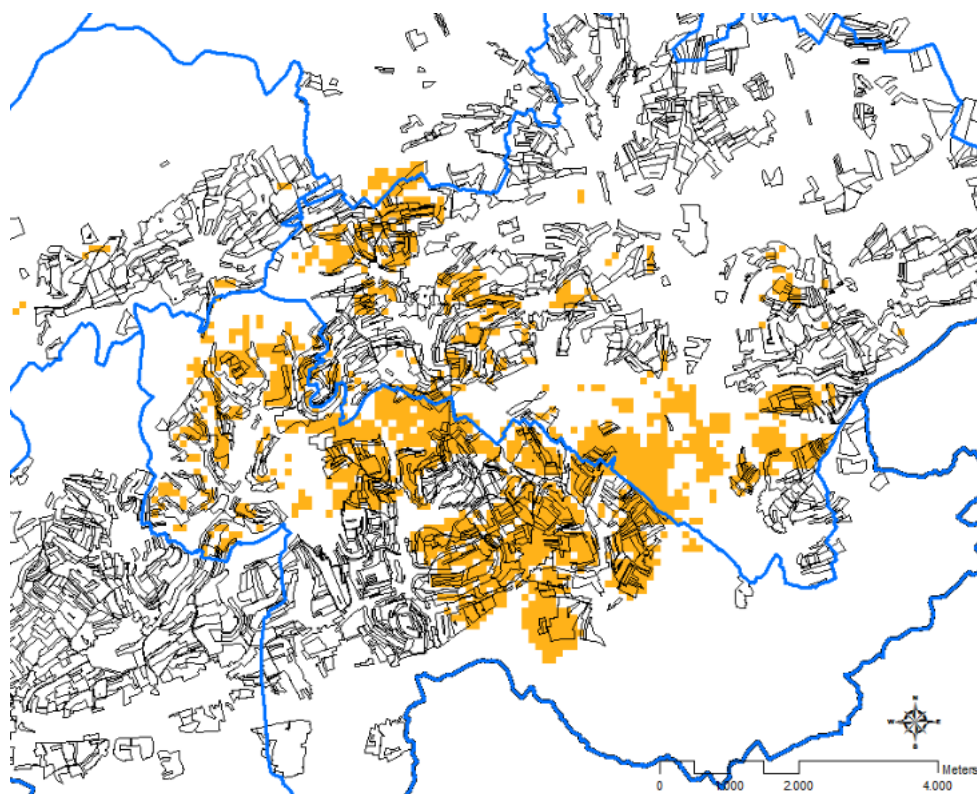


Figure 32: Sélection des parcelles pour le **nickel** : dépassement de la valeur seuil du GRER (53 ppm) (zone orange) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Aubange et Messancy). En bleu, la délimitation des communes.

5. Plomb

Tout comme le cadmium (pour la santé humaine), une grosse partie du territoire est concerné par un dépassement de la valeur d'intervention du GRER (27 ppm). Par contre, aucune ne dépasse la limite inférieure (192 ppm). Une division en deux parties de la zone orange est, dès lors, effectuée ; concentrations relativement faibles (< 60 ppm) (orange clair) et concentrations plus élevées (> 60 ppm) (orange foncé).

À nouveau, les concentrations les plus élevées (zones oranges foncées) sont retrouvées dans la Province de Liège, mais elles concernent peu les parcelles agricoles proprement dites. L'indice de mobilité est, quant à lui, surtout élevé dans les Province du Brabant Wallon et du Hainaut (partie centrale et Nord) justement dans les zones où les concentrations en plomb sont en-dessous de la valeur seuil du GRER, ce qui est plutôt positif. Une exception est à relever dans la commune de Mont-de-l'Enclus (Hainaut) où quelques parcelles agricoles à haut indice de mobilité (parcelles délimitées en noir) croisent des zones où les concentrations dépassent faiblement la valeur seuil du GRER (< 60 ppm) (Figure 33). Dans ce cas spécifique, il convient de vérifier, sur quelques parcelles, que la mobilité du plomb n'impacte pas de manière négative la contamination des produits agricoles. Pour les zones à teneurs attendues élevées (zones orangées), les parcelles ayant l'indice de mobilité le plus grand (parcelles délimitées en noir) sont trouvées dans les communes de Engis et Saint-Georges-sur-Meuse (Figure 34). Ces parcelles sont également introduites dans le système d'observation.

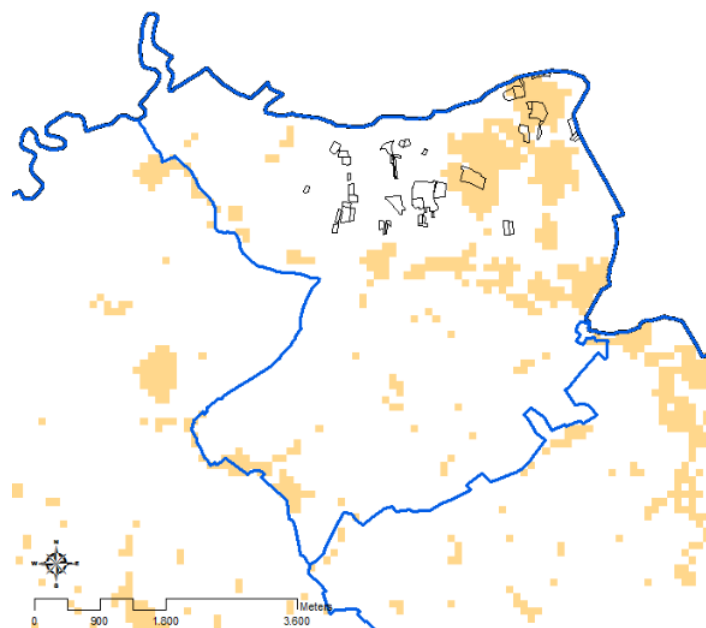


Figure 33: Sélection des parcelles pour le **plomb** : indices de mobilité les plus élevés (délimitation noire) dans des zones à teneur attendue non négligeable (zone orange) (commune de Mont-de-l'Enclus). En bleu, la délimitation des communes.

6. Zinc

(a) Valeurs pour la chaîne trophique supérieure

Les parcelles agricoles pour lesquelles les teneurs attendues en zinc sont supérieures à la valeur seuil du GRER (267 ppm) sont trouvées uniquement dans la Province de Liège. Aucune d'elles ne possèdent des teneurs attendues supérieures à la limite inférieure (615 ppm). La majeure partie de la zone concernée par un dépassement de la valeur seuil du GRER est situé hors zone agricole et est donc peu problématique. Dans la Province de Liège, l'indice de mobilité est relativement faible avec des valeurs plus importantes à l'Ouest de la Province plutôt qu'à l'Est. Cependant les parcelles avec un indice plus élevé ne croisent jamais la zone de pollution représentée par la tâche orangée. Dès lors, le choix des parcelles se fait sur des zones à indice de mobilité relativement faible et croisant la zone orangée. Elles sont retrouvées dans les communes de Chaudfontaine, Fléron, Olne et Trooz (Figure 35). Comme il s'agit de l'analyse pour la chaîne trophique, il faut veiller à sélectionner les parcelles parmi des prairies plutôt que des parcelles de culture.

(b) Valeurs pour la santé humaine

Pour la santé humaine, la valeur seuil du GRER (532 ppm) avait été jugée comme adéquate vu que seulement 0.0001% du territoire en Région

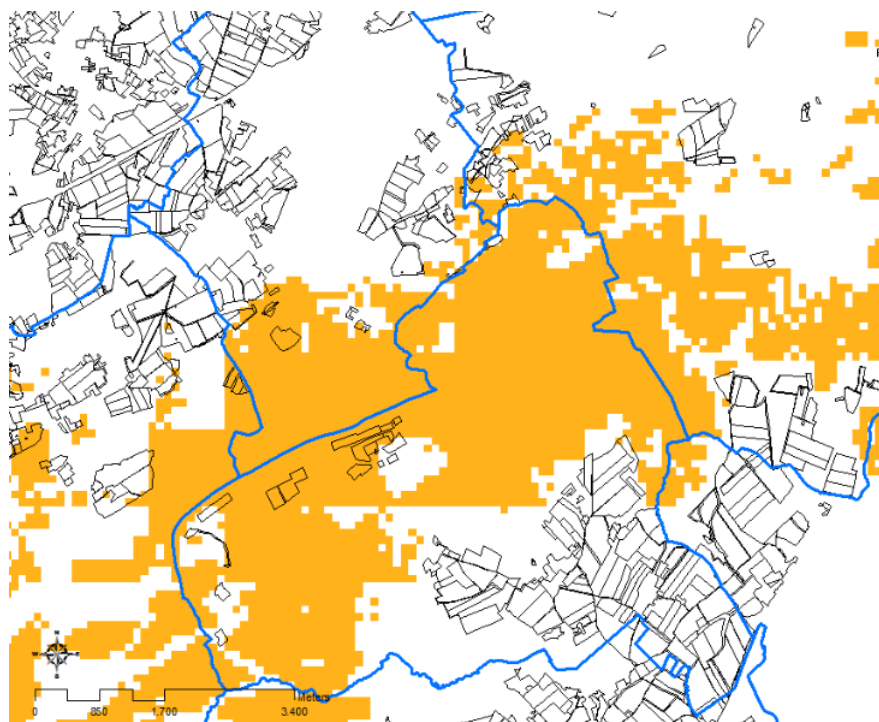


Figure 34: Sélection des parcelles pour le **plomb** : dépassement de la valeur seuil du GRER (27 ppm) (zone orange) dans des zones à indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Engis et Saint-Georges-sur-Meuse). En bleu, la délimitation des communes.

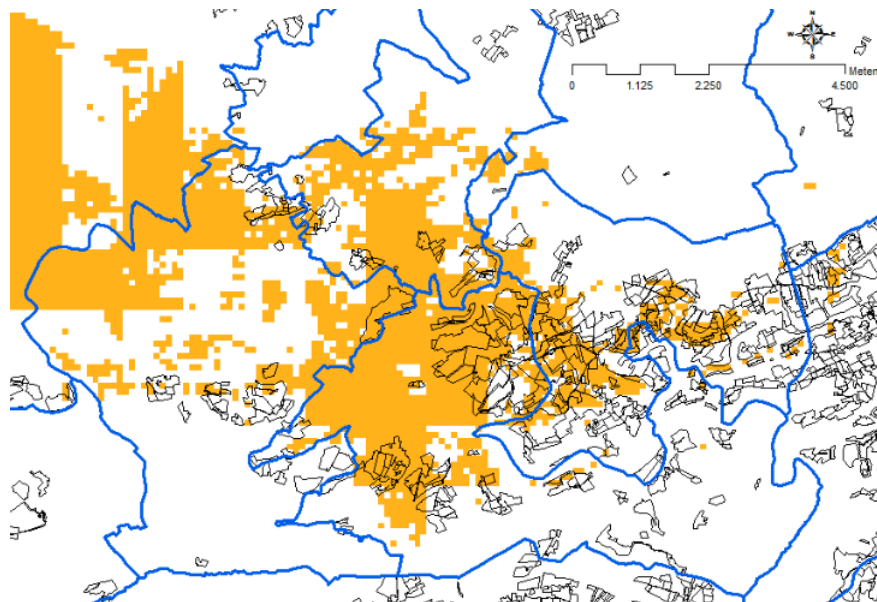


Figure 35: Sélection des prairies pour le **zinc** : dépassement de la valeur seuil du GRER (zone orange) et avec un indice de mobilité relativement élevé (parcelles délimitées en noir) (communes de Chaudfontaine, Fléron, Olne et Trooz). En bleu, la délimitation des communes.

wallonne est détecté comme potentiellement à risque. En analysant les cartes, il est ressortit que ce dépassement de seuil ne concernait qu'un seul pixel d'une seule parcelle agricole. Etant donné que la limite inférieure (618.9 ppm) exclus toute parcelle d'un dépassement de valeur et étant donné le manque de législation pour définir des normes alimentaires vis-à-vis du zinc, il peut être raisonnablement considéré que la parcelle ne doit pas être incluse dans le réseau d'observation.

Au final, l'ensemble des communes considérées dans le système d'observation est donné à la Figure 36.

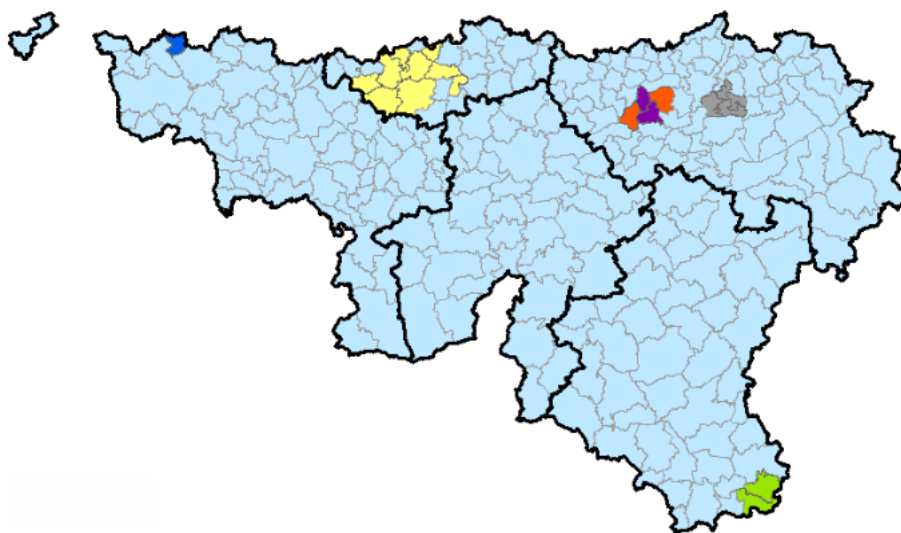


Figure 36: Communes en Région wallonne considérées dans le système d'observation des sols selon les ETMs ; en *rouge* pour le cadmium, en *mauve* pour le cadmium et le plomb, en *bleu* pour le plomb, en *jaune* pour le chrome, en *vert* pour le chrome et le nickel et en *gris* pour le zinc.

1.4 Plan d'échantillonnage

Puisqu'il n'existe pas de lignes directrices précises et communes à suivre pour l'échantillonnage et le traitement des échantillons pour les pays européens [Nortcliff, 2002], puisque certaines pistes d'harmonisation ont été suggérées dans la revue bibliographique, en se basant sur le bon sens ou des normes ISO, et puisque cette étude veut s'intégrer, dans le futur, dans une validation européenne plus large, nous nous basons, pour établir le plan d'échantillonnage développé dans les sections qui suivent, principalement sur les pistes de réflexion d'harmonisation au niveau européen.

1.4.1 Échantillonnage des parcelles dans la zone d'étude

Le nombre d'échantillons et de parcelles d'analyse doit toujours être le plus grand possible afin de prendre en compte toute la variabilité de la zone d'étude et la représenter au mieux. Cependant, cela est généralement difficilement applicable pour des raisons financières ou techniques [Dagnelie [2012] et note personnelle : P. Goovaerts [2015]]. Dans ce cas, pour un nombre fixé d'analyse, les études statistiques recommandent d'analyser un grand nombre de parcelles avec peu de répétitions au sein de chaque parcelle plutôt que peu de parcelles avec beaucoup de répétitions dans ces parcelles [Dagnelie [2012] et notes personnelles : X. Draye [2015] et P. Goovaerts [2015]].

Dans les essais variétaux, si le site est homogène et qu'il y a moins de 15 variétés à tester, un schéma en blocs aléatoires complets est justifié [Monod et al., 2001]. Un *bloc* correspond à un ensemble de placettes voisines très semblables les unes aux autres par rapport aux conditions de croissance et développement des végétaux. Ces blocs sont dits *complets* si tous les objets d'expérimentation sont présents dans chaque bloc. Dès lors, le nombre de placette au sein des bloc doit être minimum égal au nombre de d'objet d'analyse. De plus, le nombre de placette par bloc doit être constant [Dagnelie, 2012]. Dans notre cas, pour un ETM donné, les blocs sont des parcelles agricoles présentes dans une zone à risque (cfr section 1.3.2). Les placettes sont soit des zones délimitées dans les parcelles agricoles sur lesquelles plusieurs plantes sont cultivées (**cas 1**), soit elles sont confondues avec la parcelle agricole elle-même puisque la sélection de plantes se fait dans la culture présente sur la parcelle agricole (**cas 2**). Dans le premier cas, il doit y avoir au moins une placette par espèce dans chaque parcelles d'étude [Dagnelie, 2012] pour éviter, entre autres, de devoir cultiver plusieurs espèces sur une même placette d'étude et éviter ainsi d'avoir des interférences entre les plantes (note personnelle : X. Draye [2015]).

L'avantage d'un schéma en bloc aléatoires complets par rapport à une analyse purement aléatoire est qu'il minimise fortement le nombre d'observation nécessaire. Puisque les endroits choisis pour établir les différentes observations doivent être représentatifs de l'ensemble de la région ou territoire étudié (dans notre cas, la zone

à risque), le choix des parcelles agricoles doit se faire de manière aléatoire dans la zone à risque [Dagnelie, 2012]. Lors de l'analyse des résultats, le facteur *bloc*, c'est-à-dire les parcelles agricoles dans notre cas, doit être considéré comme un facteur aléatoire puisque on ne cherche pas à obtenir des conclusions relatives seulement aux blocs étudiés mais bien à une population, ou un ensemble plus large, dont quelques blocs sont représentatifs. Il s'agit donc d'un modèle d'analyse croisé mixte ou aléatoires avec une variabilité des mesures qui provient du facteur bloc, ce dernier étant considéré comme un facteur aléatoire [Dagnelie, 2012].

Nombre minimal

En ce qui concerne le nombre minimal d'observations nécessaire pour l'évaluation du risque, il dépend principalement du degré de certitude désiré sur la prise de mesure, ainsi que de la probabilité d'avoir un dépassement des normes alimentaires et du nombre d'occurrence de ce dépassement dans les observations (çàd le taux de contamination). Etant donné que nous sommes dans une étude de risque et que nous voulons que le nombre de plantes contaminées sur une zone donnée soit minimale et que le degré de certitude sur les mesures soit aussi élevé que possible, nous pouvons envisager plusieurs cas d'étude. Ceux-ci seront analysés selon la loi binomiale développée dans la revue bibliographique (Section 5). Un échec est considéré comme un dépassement de la norme tandis qu'une réussite est considérée comme un non dépassement de la norme. Les cas sont les suivants :

- Moins de 5%, 10%, 15% et 20% des plantes dépassent les normes définies par les normes alimentaires (valeurs de $p = 0.05, 0.1, 0.15$ et 0.2).
- Degré de certitude sur la mesure et sur le respect du taux dépassements des normes égal à 80%, 85%, 90% et 95% (valeurs de la probabilité binomiale $P(X) = 0.05, 0.1, 0.15$ et 0.2).

Comme vu dans la revue bibliographique (Section 5), pour garder un taux de dépassement de norme acceptable, plus le nombre d'observation avec dépassement de norme (DN) est grand, plus le nombre total de mesures s'y référant doit être élevé. Ce nombre (DN) n'étant pas connu a priori, il faut déterminer jusqu'à quel point notre analyse doit être poussée.

Si nous considérons que nous voulons faire un screening assez large de la Région wallonne mais à faible coût, nous aurons tendance à privilégier un nombre total d'observation relativement faible (par ex. 20-30). Si un degré de confiance de 80% (DC = 80%) est toléré pour estimer le fait que moins de 10% de plantes dépassent la norme ($p = 10\%$), le nombre d'observation total varie entre 16 à plus de 70 (Tableau 30, section 5). Considérons donc une trentaine d'observations. Si, lors des mesures, moins de 2 échantillons ont des concentrations supérieures aux normes alimentaires, nous pouvons affirmer qu'il n'y a pas de problème en RW compte tenue des valeurs de DC et de p . Par contre, si au moins 2 échantillons ont des concentrations supérieures aux normes alimentaires, le degré de certitude sur le fait que

maximum 10% des plantes dépassent les normes alimentaires diminue. Il convient, alors, d'effectuer plus de mesures sur la zone à risque afin de voir si il y a réellement un risque ou pas. Au contraire, nous pourrions être amenée à vouloir déterminer directement avec un degré de certitude élevé le risque sur les terres agricoles en RW sans réelle restriction de budget. Dans ce cas, il est justifié de prélever directement un plus grand nombre d'échantillon pour tenir compte, à l'avance, des situations où il y a plusieurs dépassements de normes dans les échantillons (ex. $DN = 5$).

Dans le cas de cette étude, il est préférable d'instaurer un premier système d'observation à faible coût, et donc avec un nombre d'échantillon relativement faible, pour évaluer de manière générale si il y a peu de risque en Région wallonne. Et, seulement dans un deuxième temps, augmenter le nombre de mesures dans les zones où la présumée présence d'un risque ne peut être éliminée (là où le degré de certitude est jugé insuffisant). Cet aspect sera abordé dans la partie relative aux coûts du système d'observation, mais nous pouvons d'ores et déjà considérer que les cas où le DN est supérieur à 2 ne seront pas analysés. Pour une zone à risque donnée, lorsque le nombre d'observation dépassant les normes alimentaires sera supérieur à 2, il devra être envisagé d'analyser plus en détail le niveau de risque via le prélèvement d'un plus grand nombre d'échantillons (cfr section 5).

Une fois le nombre d'observation total nécessaire déterminé, il faut ensuite le corréler avec l'efficacité relative des méthodes d'échantillonnages donnée par Dagnelie [2012] (Section 5). De manière générale, il faut favoriser un échantillonnage avec peu de répétitions dans plusieurs parcelles plutôt qu'un échantillonnage dans peu de parcelles mais avec beaucoup de répétitions [Dagnelie [2012] et note personnelle : P. Goovaerts [2015]].

Forme et taille

Les placettes ou blocs doivent respecter quelques règles pour être utilisées de manière correcte. De manière générale, les blocs (cas 2) ou placettes (cas 1) doivent être les plus homogènes possibles en leur sein, ou dit autrement, les plus différents possibles entre eux [Dagnelie, 2012]. Si les parcelles agricoles sont très hétérogènes, il faut les diviser en parties plus homogènes et traiter chacune de ces parties comme s'il s'agissait d'une seule parcelle agricole. Pour le cas 1, il doit donc y avoir au moins une placette de culture dans chaque parties de la parcelle agricole. Si, au contraire, les parcelles agricoles sont homogènes, chaque parcelle agricole est considérée comme un bloc à part entière et, dans le cas 1, la localisation des placettes de culture peut se faire aléatoirement sur toute la parcelle d'étude. L'hétérogénéité au sein des parcelles agricoles reprend, entre autres, des zones avec des différences de rendement, des zones systématiquement engorgées, des zones avec des différences évidentes de sols, de pente ou d'ensoleillement, etc. Cette hétérogénéité doit être mise en évidence avant prélèvement ou installation des placettes de culture et, si

nécessaire, avec l'aide de l'agriculteur concerné.

La forme des parcelles (cas 2) ou placettes (cas 1) d'étude doit être de préférence carré, si elles sont homogènes, afin de diminuer les interférences avec les placettes voisines. Par contre, si les zones possèdent une hétérogénéité marquée par une direction donnée, sans division possible de la zone en sous-zones, il faut adapter des parcelles ou des placettes rectangulaires allongées parallèlement à la direction générale de l'hétérogénéité. De même, si il y a une hétérogénéité en "tâche" sur la zone, adopter des parcelles ou des placettes de forme rectangulaire permet de recouper ces différentes zones hétérogènes. La délimitation des parcelles ou placettes doit suivre ce schéma dans la mesure du possible tout en tenant compte des contingences pratiques (outils de travail, etc.) [Dagnelie, 2012].

Par ailleurs, dans le cas 1, la forme des placettes dans les blocs d'étude, c'est-à-dire au sein des parcelles agricoles dans notre cas, doit être identique et la plus petite possible afin de s'assurer d'une bonne homogénéité. Cependant, vu les outils de travail du sol utilisés en agriculture, il est parfois difficile d'avoir des parcelles de petite taille [Dagnelie, 2012]. L'ordre de grandeur des parcelles habituellement rencontrés dans des analyses variétales est de 1 à quelques m² pour des cultures maraichères (pour avoir entre 4 à 10 plantes par parcelles) et de un à une dizaine d'ares pour les grandes cultures et les cultures fourragères [Dagnelie, 2012]. Ces chiffres correspondent à diverses études trouvées dans la littérature, dont l'analyse des cultures maraichères sur des placettes de 4 m² (sur une parcelle de 400 m²) dans le Réseau des Mesures de la Qualité du Sol (RMSQ) et le Protocole Générique Multicontaminants (PGM) [INRA, 2011], l'analyse de betteraves sur des placettes de 15 m² dans le Protocole pour l'expérimentation variétale en vue de l'inscription de nouvelles variétés de betteraves sucrières au catalogue belge [2004]), l'analyse de l'épeautre sur des surfaces de 7.3 m² [Hiltbrunner and Anders, 2011], et l'analyse du maïs sur des placettes de 5 à 25 m² [FAO, 1983].

1.4.2 Echantillonnage au sein des parcelles et nombre d'échantillons

Dans le cas 1, la disposition des placettes se fait, dans la mesure du possible, de manière aléatoire dans la parcelle agricole ou dans chacune des divisions de la parcelle. Cependant, il est fort probable que l'agriculteur veuille encore utiliser ses terres et que la placette ne puisse donc pas être instaurée n'importe où sur la parcelle agricole. Dans ce cas, il faudra quand même veiller à respecter certaines règles pour éviter le biais de la mesure engendré par un prélèvement dans une zone particulière et non représentative de la parcelle agricole. Ces règles déconseillent l'installation des placettes dans les entrées de parcelle, sous des arbres, des arbustes, ou des haies, près des abreuvoirs ou bordures du champs, sur des anciennes zones de stockage de fertilisant, etc. [[Dagnelie, 2012], Fourrages Mieux [2015]]

En ce qui concerne l'échantillonnage proprement dit, afin de représenter au mieux la parcelle ou placette d'étude, il convient de prendre plusieurs échantillons sur la cette parcelle ou placette et d'en faire un échantillon composite (cfr revue bibliographique). De manière générale, pour l'analyse des produits phytosanitaires, entre 10 à 50 prélèvements sont recommandés par parcelle agricole. Ce nombre dépend de la nature de l'observation et de la variabilité au sein de la parcelle ou placette d'étude [EPPO, 1989]. Si, comme conseillé dans la revue bibliographique, nous constituons des composite de 4 prélèvements, 10 à 50 prélèvements totaux correspondent à environ 2 à 10 échantillons composites par parcelle, nombre également trouvé dans la littérature. Dans les analyses agricoles, un consensus est souvent accepté autours de 3 à 6 répétitions (ou échantillons composites), même si les statistiques ne vont pas toujours dans ce sens et recommandent parfois plus d'échantillons [FAO, 1983, Dagnelie, 2012]. Cependant, vu que les parcelles agricoles ou placettes sont sensées être homogènes, il peut être envisagé de prélever uniquement 10 échantillons pour former un échantillon composé unique par parcelle agricole ou partie homogène. Par ailleurs, état donné les recommandations énoncées précédemment, ce nombre est à voir à la baisse en cas de budget limité car il est préférable de diminuer le nombre de répétitions au sein de chaque parcelle au profit d'un plus grand nombre de parcelle analysées [Fourrages Mieux [2015], note personnelle : P. Goovaerts [2015]].

Dans le cas du prélèvement de sol, les échantillons composites s'effectuent en prélevant un certain nombre de carotte de terre puis en homogénéisant le tout dans un seau avant d'y prélever la quantité de terre nécessaire aux études en laboratoire. Pour les plantes, l'échantillon composite consiste à prendre sur les différentes placettes d'étude (ou en divers points de la parcelle agricole), trois échantillons formant ensemble un lot. Ensuite, dans chaque lot, une plante est prélevée est est groupée avec celle des autres lots pour former un composite. Cette démarche est effectuée trois fois pour avoir, in fine, trois échantillons composite par parcelle agricole ou portions de parcelle homogènes [INRA, 2011]. Si plusieurs rangs de plantes sont présents sur une placette d'étude, il est conseillé de prélever les plantes dans les rangs intérieurs afin de limiter les effets de bord [Dagnelie, 2012]. Autrement, le prélèvement se fait de manière aléatoire, en zig-zag ou en croix, sur la parcelle ou placette d'étude.

1.4.3 Quantité de sol/plante à prélever

De manière générale, les laboratoires en Région wallonne nécessitent 500 g de sol par échantillon pour effectuer leur analyse (donnée personnelle des laboratoires de la Provinces de Liège [2015]). Cependant, comme mentionné dans la revue bibliographique, il est préférable de prélever un peu plus de terre pour permettre un stockage de sol et prévenir certaines pertes de terre dues au manipulation. Dès lors, il conviendra de garder 1 kg par échantillon composite.

1.4.4 Profondeur d'analyse

Sur les parcelles labourées (cultures et prairies temporelles), où le sol est relativement homogène sur toute la couche de labour, les échantillons de sol doivent être prélevés sur une profondeur de 0 à 20 cm. Dans le cas contraire (prairies permanente), la profondeur de prélèvement correspond à la zone 0-10 cm.

1.4.5 Fréquence des mesures

En ce qui concerne le pas de temps entre deux campagnes de mesures, bien que dans les réseaux Européens la norme soit de 10 ans, il est préférable d'effectuer des mesures tous les 4 ans dans les prairies et avant chaque tête de rotation dans les cultures [Fourrages Mieux [2015]]. Par ailleurs, si une culture fortement sensible au prélèvement d'ETM se trouve dans la rotation, il convient d'effectuer des mesures lors de la récolte de cette culture, ou juste avant.

En ce qui concerne la période de l'année où la mesure doit s'effectuer, elle correspond à :

- Pour les prairies : moment juste après la fauche.
- Pour les cultures : juste avant ou durant la récolte. En aucun cas effectuer un prélèvement juste après le labour et laisser au moins deux mois, si possible, entre le prélèvement et l'épandage de fertilisants ou phytosanitaires [Fourrages Mieux [2015]].

Par ailleurs, il convient de préciser que les prélèvements doivent éviter de se faire en période de gel, de neige ou précipitations, ainsi qu'après une longue période de sécheresse. Idéalement, les conditions météorologiques doivent être similaires d'une année à l'autre lors des prélèvements.

1.5 Pré-traitement et analyse en laboratoire

Les laboratoires présents en Région wallonne sont agréés pour les analyses de sol et les prélèvements selon les différentes normes ISO (ex. séchage à moins de 40°C, tamisage de 2 mm). Dès lors, il est raisonnable de considérer que le respect des consignes et conseils donnés dans la revue bibliographique est effectué et ne nécessite pas une description plus approfondie ici.

Pour plus de détail sur les protocoles utilisés au sein des laboratoires, se référer à ceux-ci. Une liste, non exhaustive, des laboratoires présents en Région wallonne est reprise à l'Annexe VII.

1.6 Conclusion

L'étude des zones à risque a permis de mettre en évidence des zones où les teneurs en éléments traces dans le sol, ainsi que les paramètres du sol favorisant leur mobilité,

sont telles qu'il y a un risque attendu pour la contamination de la chaîne alimentaire, et du bétail. La sélection des zones se base sur l'indice de mobilité développé dans la précédente convention et sur les teneurs attendues en éléments traces obtenus via la convention Capasol. Les sols possédant des teneurs attendues inférieures à la valeur seuil proposée par le GRER ont d'emblée été exclues du réseau de surveillance. De fait, vu la définition de la valeur seuil du GRER, aucun risque n'est à prévoir pour ces parcelles. Une analyse plus spécifique des zones calaminaires a également été effectuée. Elle montre que se baser sur les teneurs en éléments traces données par Capasol permet une bonne sélection des zones à risque malgré le fait que les teneurs prédites soient inférieures à celles mesurées sur le terrain. Au total, 20 communes contribueraient au système d'observation, tout élément trace confondu. Le nombre de commune par élément trace varie entre 3 et 11. Notons que le cuivre et le mercure ne sont pas introduit dans le système d'observation car aucune parcelle agricole ne possède des teneurs attendues en ces éléments supérieures aux valeurs seuils données par le GRER. Le nombre total de parcelles agricoles susceptibles d'intégrer le réseau de surveillance varie entre 10 et 50 par élément trace métallique, toutes communes confondues.

De manière générale, les zones à fortes teneurs attendues en éléments traces se situent dans des zones où l'indice de mobilité est relativement faible. Par comparaison avec les limites supérieures obtenues via S-RISK, aucune parcelle agricole wallonne ne doit être soumise à une intervention immédiate. De fait, les teneurs attendues des parcelles sont tout au plus supérieures à la limite inférieure, mais jamais à la limite supérieure. Si ces nouvelles valeurs sont adoptées, nous pourrions considérer que le risque de contamination de la chaîne alimentaire est relativement faible en Région wallonne.

D'autres paramètres sont également déterminés pour le réseau de surveillance. Les échantillons analysés concernent le sol (pH, teneur en matières organiques, taux d'argile et teneur totale en élément trace) et les plantes. Les plantes les plus sensibles au prélèvement des éléments traces ont été répertoriées. Le nombre d'échantillons de plantes à analyser dépend de la précision désirée sur les mesures et le degré de tolérance acceptée pour les plantes dépassant les normes alimentaires. Pour les échantillons du sol, un échantillon composite, composé d'une dizaine de prélèvements sur les parcelles agricoles, est jugé suffisant. La quantité de sol prélevée doit tenir compte des analyses futures qui seront effectuées sur l'échantillon. La convention recommande donc de prélever l'équivalent d'un kilo par échantillon composite. Les parcelles où s'effectue l'échantillonnage doivent être les plus homogènes possible en leur sein. Dans le cas contraire, il doit être envisagé de les diviser en sous-parcelles homogènes. Chacune d'elle sera considérée comme une parcelle unique. La profondeur de prélèvement est différente en fonction du type de parcelle. Pour les parcelles cultivées, la profondeur est égale à la couche de labour, de 0 à 20

cm, et pour les prairies, elle est plus faible, de 0 à 10 cm. Les laboratoires étant généralement agréés en Région wallonne, le respect des protocoles d'analyse est jugé correcte.

2 Evaluation des coûts du système d'observation du sol

L'évaluation des coûts d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire a été effectuée via les données de plusieurs laboratoires présents en Région wallonne. Une liste détaillée de ces laboratoires avec leurs coûts respectifs est donnée à l'Annexe VII et une synthèse des coûts est reprise au Tableau 34.

Table 34: Synthèse des coûts liés à la prise d'échantillonnage et aux mesures en laboratoire (Source : notes personnelles du Centre de Michamps, Eurofins, SPB-Environnement, OPA et des laboratoires de la Province de Liège [2015]). Note : le mercure n'est pas considéré ici car il ne doit pas être analysé dans la présente étude. À titre indicatif, notons que son analyse est deux fois plus chère que les autres ETMs.

Mesures en laboratoires	Coûts (€/échantillon)
pH _{KCl}	10-12.4
Teneur en MO	10-12.4
Teneur en argile	12.5-14.4
Concentration totale en ETM (sol)	10-12.5 (par ETM analysé)
Concentration en ETM (plantes)	10-12.5 (par ETM analysé)
Concentration fourrage : 7.5 (Cu et Zn)	
Prélèvement	
Prise d'échantillons (déplacement compris)	0-20
Frais administratif	0-3

Etant donné que les coûts liés au système d'observation dépendent fortement du pourcentage toléré de plantes dépassant les normes alimentaires, ainsi que du degré de confiance qu'on y accorde, et que ce choix est du ressort politique (cfr Section 5), plusieurs possibilités vont être envisagées ici pour faciliter la prise de décision. Pour chaque cas, deux prix sont donnés. Ils correspondent à la gamme de prix qu'on s'attend à avoir en Région wallonne selon le fait qu'on considère uniquement les coûts minimaux (P_{min}) ou uniquement maximaux (P_{max}) présents au Tableau 34.

2.1 Analyse des plantes

Le but de cette étude est de voir si il existe un problème de contamination des produits agricoles, par rapport aux normes alimentaires, sur les zones à risque. Par conséquent, il faut pouvoir déterminer avec certitude si, malgré le fait qu'un ou deux échantillons dépassent les normes alimentaires, la zone est à risque ou non. Etant donné que le degré d'incertitude diminue, pour un nombre total d'observation

donné, lorsque le nombre d'occurrence de dépassement de norme augmente, nous pourrions augmenter de manière importante le nombre d'observations à effectuer pour avoir une grande certitude sur les mesures peu importe le nombre d'occurrences de dépassement rencontrées. Cependant, cela aurait peu de sens dans la cas de cette étude. En effet, vu les objectifs de l'étude, rien ne sert d'envisager des cas à plus de 1 ou 2 dépassements de normes alimentaires. Seulement dans le cas où plusieurs observations dépassent les normes alimentaires pour une zone spécifique et pour un ETM donné, nous envisagerons d'analyser plus en profondeur quelle est l'ampleur du risque (cfr section 3.1). Trois cas sont considérés pour déterminer le nombre d'échantillons nécessaire à l'évaluation des teneurs en ETMs dans les produits agricoles. Ces cas se basent sur le nombre d'observations à effectuer par zone à risque et par ETM.

- **20 observations** : Le degré de certitude (DC) sur le taux de plantes dont les concentrations ne dépassent pas les normes alimentaires (taux de dépassement) est relativement faible si on veut que le taux de dépassement soit inférieur à 5-10%. De fait, le DC vaut 65% à 85% si aucune observation ne dépassent les normes, mais il chute déjà à 26% à 60% lorsque une observation sur les vingts dépasse les normes. Dès que plus d'une observation dépasse les normes, le DC maximal obtenu est de 30%. Dès lors, ce nombre d'observation est surtout utile lorsque un taux de dépassement des normes de 15 à 20% est toléré. Dans ce cas, le degré de certitude sur le dépassement est compris entre 82 à 99% pour moins de deux observations de dépassement. *En considérant qu'il n'y a pas de risque lorsque le taux de dépassement de norme est inférieur à 15 ou 20%, cette première détection permet de déjà discriminer des zones qui ne sont pas à risque de celles qui le sont probablement avec un degré de certitude de 82 à 99%.*
- **35 observations** : Puisque le nombre d'observation total augmente, le degré de certitude sur le taux de dépassement est plus grand. Pour un taux de dépassement des normes de 5% seulement, si aucune observation ne dépassent les normes, le DC vaut 83%. Dans le cas où des taux de dépassement de 10% et 15% sont tolérés, les DC valent respectivement 87% et 98% pour moins de deux observation dépassant les normes. Par contre, si un taux de dépassement de 20% est toléré, même avec 5 observations dépassant les normes, nous gardons un degré de certitude de 85%. *Ce cas est intéressant si le budget n'est pas trop limitant et qu'une analyse plus fine du risque veut être établie. Elle permet en effet d'analyser des situations avec un taux de dépassement faible (taux de dépassement = 5%) tout en gardant un relativement bon degré de certitude quant à ce dépassement de norme.*
- **50 observations** : Ce nombre d'observations donne des degrés de certitude relativement élevés : pour moins de 2 observations dépassant les normes, il vaut

72, 97, 99.7 et 99.9% respectivement pour des taux acceptés de dépassement de 5, 10, 15 et 20%. Par ailleurs, pour un nombre d'observations dépassant les normes supérieur à deux, le degré de certitude reste relativement élevé. Utiliser 50 observations par zone à risque permet donc de déterminer avec une certitude assez élevée si il y a réellement un risque sur la zone d'étude sans devoir recourir tout de suite à des études plus poussées.

Ne sachant pas d'emblée le nombre d'observation où il y aura dépassement de norme, utiliser une cinquantaine d'observation par zone à risque peut être justifiée si le budget est peu limitant. Par contre, si le budget est limitant, il est préférable de considérer les deux cas précédents (20 ou 35 observations). De fait avec 20 ou 35 observations, certaines tendances générales peuvent déjà être déduites et nous évitons ainsi d'effectuer des mesures excessives sur des zones où le risque est de toute façon nul.

Si nous négligeons les coûts de déplacement d'une parcelle à l'autre, qui est en partie compris dans le prix d'échantillonnage, nous pouvons considérer que les coûts de plusieurs échantillonnages au sein d'une même parcelle est équivalent au coût du même nombre d'échantillons mais prélevé chacun dans des parcelles différentes dans une même région à risque. Par ailleurs, dans la présente étude, la distance maximale entre des parcelles d'une même zone à risque est égale à 20 km. Si nous prenons un coût de 0.7€/km (donnée du Centre de Michamps [2015]), pour une distance de 20 km, le coût pour est de 15€ au sein de chaque zone. Ce coût peut raisonnablement être négligé vu les autres coûts d'échantillonnage. Cela signifie que, pour un nombre total d'échantillons donnés, la répartition de ce nombre entre les parcelles et les répétitions au sein des parcelles aura un impact faible sur le prix total du système d'observation. Il est donc préférable d'appliquer ce qui a déjà été énoncé précédemment, à savoir un échantillonnage dans plusieurs parcelles avec une seule répétitions plutôt que plusieurs répétitions dans une même parcelle, surtout lorsqu'aucun dispositif expérimental particulier (placette de culture maraichère) ne doit être installé. Si le nombre de parcelles agricoles disponibles pour le système d'observation est inférieur à 20, 35 ou 50, il conviendra d'augmenter le nombre de répétitions réalisées au sein de chaque parcelle afin d'arriver à un nombre total d'échantillons de 20, 35 ou 50 selon le cas considéré.

En ce qui concerne le choix des plantes, idéalement, il faut analyser toutes celles présentes dans le Tableau 51. Cependant, si les coûts sont trop élevés, nous pourrions ne considérer que les trois plantes les plus à risque par ETM. Par conséquent, une double analyse de prix est effectuée ici : une avec toutes les plantes à risque et une seulement avec trois plantes si l'ETM possède plus de 3 plantes à risque (cas uniquement du cadmium pour les cultures).

2.2 Analyse du sol

L'analyse des caractéristiques du sol consiste juste à vérifier que les facteurs déterminant la mobilité des ETM au sein du sol (pH, % MO et % argile) sont bien défavorables, et non à spatialiser les paramètres du sol pour une région donnée. Par ailleurs, chaque parcelle est considérée comme homogène. Dès lors, un seul échantillon composite de sol dans chaque parcelle d'étude est suffisant (cfr revue bibliographique). Dans le cas de l'installation de placettes sur les parcelles agricoles pour l'analyse de cultures maraîchères, le prélèvement de sol se fera de préférence sur ces placettes et non sur une autre partie des parcelles agricoles. Si les budgets le permettent et comme la littérature le préconise, nous pourrions envisager de prélever plutôt entre deux à dix échantillons composites par parcelles agricoles analysés. Cela permettrait d'augmenter notre degré de certitude sur les résultats mesurés. Cependant, il est préférable, si les budgets sont limités, d'augmenter le nombre d'analyses et mesures pour les concentrations dans les plantes plutôt que dans le sol puisqu'il s'agit de la variable qui nous intéresse le plus dans le cadre de cette étude. Comme la répartition des observations entre les parcelles et les répétitions n'est pas connue a priori et qu'elle dépend des contingences pratiques, il est difficile d'analyser toutes les situations potentielles. Nous ne considérons que trois cas : 5, 10 et 20 parcelles disponibles. Sur ces parcelles, un seul échantillon composite est prélevé pour déterminer la teneur totale en ETM et les caractéristiques du sol.

2.3 Coûts des différents scénarii

Les données de coûts sont divisées en deux parties : coûts minimaux et maximaux. Pour chacune de ces parties, les coûts sont répartis selon le fait qu'on ait une plante à analyser (Pb), deux plantes (Cd pour le bétail, Ni et Zn), trois plantes (Cr et Cd pour les cultures avec restriction des plantes à analyser) ou six plantes (Cd pour les cultures sans restriction des plantes à analyser).

2.3.1 Coûts minimaux pour l'analyse d'une à six plantes

Table 35: Coûts minimums d'analyse (€) pour une (a), deux (b), trois (c) et six (d) plantes avec, par zone à risque, 20, 35 et 50 échantillons de plantes, et 5, 10 et 20 parcelles d'étude correspondant au nombre d'échantillons pour les concentrations totales en ETM d'une part et les caractéristiques du sol (pH, % MO, % argile) d'autre part. Les frais d'échantillonnage et déplacement sont nuls.

(a) Une plante			
Nbs échantillons (plantes)	20	35	50
Nbs parcelles			
5	463	613	762
10	725	875	1025
20	1250	1400	1550

(b) Deux plantes			
Nbs échantillons (plantes)	20	35	50
Nbs parcelles			
5	663	963	1263
10	925	1225	1525
20	1450	1750	2050

(c) Trois plantes			
Nbs échantillons (plantes)	20	35	50
Nbs parcelles			
5	863	1313	1763
10	1125	1575	2025
20	1650	2100	2550

(d) Six plantes			
Nbs échantillons (plantes)	20	35	50
Nbs parcelles			
5	1463	2363	3263
10	1725	2625	3525
20	2250	3150	4050

2.3.2 Coûts maximums pour l'analyse d'une à six plantes

Table 36: Coûts maximums d'analyse (€) pour une (a), deux (b), trois (c) et six (d) plantes avec, par zone à risque, 20, 35 et 50 échantillons de plantes, et 5, 10 et 20 parcelles d'étude correspondant au nombre d'échantillons pour les concentrations totales en ETM d'une part et les caractéristiques du sol (pH, % MO, % argile) d'autre part. Les frais d'échantillonnage et déplacement sont non nuls.

(a) Une plante			
Nbs échantillons (plantes)	20	35	50
Nbs parcelles			
5	1396	2116	2836
10	1832	2552	3272
20	2704	3424	4144

(b) Deux plantes			
Nbs échantillons (plantes)	20	35	50
Nbs parcelles			
5	1856	2921	3986
10	2292	3357	4422
20	3164	4229	5294

(c) Trois plantes			
Nbs échantillons (plantes)	20	35	50
Nbs parcelles			
5	1071	1634	2196
10	1392	1955	2517
20	2034	2597	3159

(d) Six plantes			
Nbs échantillons (plantes)	20	35	50
Nbs parcelles			
5	4696	7891	11086
10	5132	8327	11522
20	6004	9199	12394

2.3.3 Coûts pour l'ensemble du système d'observation

Les coûts cités ci-dessus donnent une indication sur les coûts d'analyse pour chaque ETM considéré individuellement. Afin d'avoir une estimation du coût total du système d'observation, nous développons dans cette section plusieurs scénarii. Ceux-ci évaluent différentes situations, des plus coûteuses au moins coûteuses. Chacune des situations comprend les coûts globaux pour 20, 35 et 50 observations dans les plantes. Elles comprennent aussi la justification de leur choix. Par ailleurs, notons que, pour plomb, nous n'évaluons pas le scénarii avec 20 parcelles car seulement une dizaine de parcelles sont disponibles dans la zone à risque sélectionnée (cfr Section

1.3.2).

1. Cas 1

Toutes les plantes reprises dans le Tableau 32 sont analysées et le nombre disponible de parcelles agricoles est maximal (20 sauf pour le plomb où il est de 10). Le nombre de plantes à considérer selon les ETMs vaut 1 (Pb), 2 (Ni, Zn + Cd pour le bétail), 3 (Cr) et 6 (Cd pour les cultures). Par ailleurs, pour certains ETMs, plusieurs zones à risque ont été délimitées en Région wallonne. Le nombre de zone à considérer en fonction de l'ETM vaut 1, (Ni et Zn pour le bétail), 2 (Cr et Pb) et 3 (Cd : deux pour le bétail et une pour les cultures). La variation des coûts pour ce système d'observation est de 13.000 à 30.000 € pour 20 observations, de 16.000 à 40.000 € pour 35 observations et de 19.000 à 50.000 € pour 50 observations.

2. Cas 2

On estime que mesurer les trois plantes les plus à risque pour le cadmium est suffisant. On garde les autres hypothèses identiques au cas 1.

La variation des coûts pour ce système d'observation est de 13.000 à 28.000 € pour 20 observations, de 15.000 à 38.000 € pour 35 observations et de 18.000 à 47.000 € pour 50 observations.

3. Cas 3

Toutes les plantes reprises dans le Tableau 32 sont analysées, mais on ne sélectionne que 10 parcelles agricoles à analyser pour chaque ETM.

La variation des coûts pour ce système d'observation est de 9.000 à 23.000 € pour 20 observations, de 12.000 à 34.000 € pour 35 observations et de 15.000 à 45.000 € pour 50 observations.

4. Cas 4

On estime que mesurer les trois plantes les plus à risque pour le cadmium est suffisant. On garde les autres hypothèses identiques au cas 3.

La variation des coûts pour ce système d'observation est de 8.000 à 20.000 € pour 20 observations, de 11.000 à 30.000 € pour 35 observations et de 13.000 à 39.000 € pour 50 observations.

5. Cas 5

On ne considère que la problématique de la santé humaine. Le bétail n'est pas analysé car on estime que les limites inférieures sont valides et que la toxicité pour le bétail est trop complexe pour être analysé dans le réseau car elle doit prendre en compte l'ingestion de terre par le bétail. Or, c'est justement cette dernière qui influence le plus les valeurs seuils et d'intervention. Dans ce cas, il n'y a plus qu'une seule zone à risque pour le cadmium et zéro pour le zinc. Pour le cadmium, on considère que 3 plantes et, pour l'ensemble des ETMS,

seulement 10 parcelles.

La variation des coûts pour ce système d'observation est de 5.000 à 14.000 € pour 20 observations, de 7.000 à 20.000 € pour 35 observations et de 9.000 à 26.000 € pour 50 observations.

6. Cas 6

Cas identique au cas 5, si ce n'est que seules les zones à fortes concentrations en ETM sont analysées. Les zones à risque délimitées sur base de la mobilité sont ignorées car la sélection des zones à teneur attendue du sol élevée se fait déjà au regard d'une mobilité relativement élevée.

La variation des coûts pour ce système d'observation est de 3.700 à 9.500 € pour 20 observations, de 4.900 à 14.000 € pour 35 observations et de 6.100 à 18.000 € pour 50 observations.

7. Cas 7

Seuls les ETM à risque grave pour la santé humaine (Cd et Pb) sont considéré. Les autres hypothèses sont identiques au cas 6. Dans ce cas, seulement deux zones sont sélectionnées ; une pour le cadmium et l'autre pour le plomb.

La variation des coûts pour ce système d'observation est de 1.900 à 4.800 € pour 20 observations, de 2.500 à 7.200 € pour 35 observations et de 3.100 à 9.500 € pour 50 observations.

2.4 Conclusion

L'analyse du coût du réseau de surveillance s'est basée sur une analyse de 25, 35 et 50 mesures dans les plantes par zone à risque et par élément trace. Plus le nombre d'observation est élevé, plus la précision sur les mesures est grande. Le prélèvement des échantillons doit se faire, si possible, dans différentes parcelles. Si cela n'est pas possible, il convient d'augmenter le nombre de prélèvement de plantes au sein des différentes parcelles d'analyse afin d'arriver, in fine, au nombre total d'observations désiré. En fonction du nombre de plantes à analyser par élément trace, les coûts de surveillance pour chaque élément trace ont pu être évalués. Pour tenir compte de problèmes administratifs et techniques qui limiteraient le nombre de parcelles disponibles, trois scénarii ont été envisagés; 5, 10 et 20 parcelles disponibles. Le coûts du réseau de surveillance augmente avec le nombre de parcelles disponibles. De fait, un plus grand nombre de parcelles induit plus d'échantillons du sol qui devront être analysés. Le coûts d'analyse des plantes reste, quant à lui, identique, peu importe le nombre de parcelles disponibles, car il dépend uniquement du nombre total d'observations des plantes désiré.

Puisque le prix d'analyse et d'échantillonnage dépend des laboratoires de mesure considérés, nous avons analysé uniquement les coûts minimum et maximum donnés par l'ensemble des laboratoires. En ne considérant que les prix minimum des dif-

férentes analyses et prélèvements, nous obtenons une valeur minimale du coût du réseau de surveillance. Il en va de même avec les coûts maximum des différents analyse et échantillonnage qui mènent à une valeur maximale du coût du réseau de surveillance. La valeur du réseau de surveillance qui sera appliqué au final sera comprise entre ces deux bornes.

Notons que, pour le cadmium, plusieurs plantes à risque ont été répertoriées. Si les coûts du système de surveillance sont jugés trop élevés, il peut être envisagé de réduire le nombre de plantes analysés à trois, en n'analysant que les trois plantes les plus sensibles de la liste pour le cadmium.

Afin d'évaluer le coût d'un réseau de surveillance pour l'ensemble des éléments traces, les différents coûts minimum et maximum obtenus par élément trace ont été assemblés selon différents scénarii. Ces scénarii considèrent l'analyse de l'ensemble des plantes à risque ou une limitation à maximum 3 plante par élément trace, un nombre de parcelles agricoles disponibles par élément trace maximal de 20 ou un nombre limité à 10, une analyse de la contamination du bétail et des produits agricoles ou uniquement de la contamination des produits agricoles, une analyse des zones à risque sélectionnées sur base de la mobilité et des teneurs attendues élevées ou uniquement sur base des teneurs attendues élevées, et une analyse de tous les éléments traces ou uniquement de ceux pour lesquels des normes alimentaires existent (Cd, Hg et Pb). Au total, il y a 6 scénarii. Pour chacun d'eux, les coûts sont déterminés pour un nombre total d'observation dans les plantes par élément trace de 20, 35 et 50. Pour le scénario le plus cher, les coûts du réseau de surveillance varient entre 13.000 à 50.000 €. Le scénario le moins cher possède un coût variant entre 1.900 à 9.500 €.

3 Critères décisionnels

3.1 Critères pour la sélection du système d'observation

Idéalement, le système d'observation doit prendre en compte le plus de mesures possible. Cependant, étant donné que les budgets sont limités, il est préférable de favoriser certaines mesures plutôt que d'autres. Les différents scénarii développés précédemment aident à se faire une idée des choix possibles et des coûts qui y sont associés. Selon les orientations politiques, nous pourrions préférer une option plutôt qu'une autre.

Par ailleurs, il se peut que les plantes les plus sensibles au prélèvement des ETMs (Tableau 32) ne soient pas cultivées sur les zones à risque qui ont été déterminées précédemment. Dans ce cas, soit on considère que l'étude du risque doit quand même être établie, quitte à implanter les cultures concernées dans les zones à risque,

soit la zone peut être mise de côté en attendant un changement d'orientation agricole allant dans le sens de la culture des plantes sensibles et en considérant que, actuellement, vu les cultures mises en place, il y a peu de risque à craindre.

Pour ce qui est du bétail, seules les concentrations dans les plantes fourragères et dans les pâtures sont analysées vis-à-vis des normes européennes. On veillera à garder les souillures terreuses sur ces plantes lors de l'analyse pour avoir une mesure la plus proche possible de ce que le bétail ingère réellement.

Dans un premier temps, afin d'avoir des mesures qui mènent à des certitudes suffisantes, analyser 35 échantillons de plantes par zone à risque est intéressant. Si possible en prélevant un échantillon composite dans 35 parcelles agricoles différentes ou en augmentant le nombre d'échantillon composite par parcelle si le nombre de parcelles agricoles mises à disposition est faible. Par ailleurs, l'utilisation de seulement une dizaine de parcelles par zone à risque peut être justifiée par le fait que ce nombre correspond souvent à plus de 20% des parcelles d'une zone à risque donnée. Il peut donc être envisagé de prélever seulement 10 échantillons la première année de mesure, 10 autres la suivantes (dans des parcelles différentes si possible et tenant compte des cultures mises en place) et ainsi que suite jusqu'à ce que le nombre d'échantillons soit compris entre 35 à 50. Selon la revue bibliographique, la période de retour devrait être de 5 à 7 ans avec une prise d'échantillons annuelle pour englober la variabilité annuelle. Une prise d'échantillons sur 5 ans avec 7 à 10 échantillons par an est donc appropriée pour arriver à un total de 35 à 50 échantillons. Par la suite, si dans une zone à risque donnée, la certitude sur les mesures est jugée insuffisante, il peut être envisagé d'augmenter le nombre d'échantillons à prélever et à analyser. Avec 35 observations dans chacune des zones à risque, le coût total annuel du réseau d'observation varie entre 2.500 à 40.000 €, selon le scénario considéré. Si, suite aux études statistiques, nous n'observons aucun problème de contamination dans certaines zones à risque ou pour certaines plantes sensibles, il peut être envisagé de supprimer ces zones ou plantes du réseau. Il pourrait également être envisagé de garder une seule espèce, la plus accumulatrice, par ETM dans le futur. Dans ces deux cas, le coût annuel du réseau sera donc moindre que celui initial.

Comme mentionné dans la revue bibliographique et dans la section relative à l'implémentation du système d'observation en Région wallonne, les parcelles analysées doivent être les plus homogènes possibles au regard de l'ensoleillement, la pente du terrain, etc. Si les parcelles agricoles sont très grandes et/ou possèdent une grande hétérogénéité en leur sein, il convient de les diviser en plus petites parcelles qui seront considérées comme des parcelles individuelles. Dans le cas où les parcelles d'étude viendraient à manquer, cette méthode permet d'accroître le nombre de prélèvements différents sur une superficie plus restreinte. Certains conseils pour la division des

parcelles en zones homogènes sont disponibles via Requacarto.

3.2 Critères pour l'utilisation des résultats

L'analyse des mesures des concentrations dans les plantes du système d'observation doit se faire via l'utilisation du fichier Excel donné dans les livrables. Celui donne le niveau de certitude qu'on a sur un taux de plantes dépassant les normes alimentaires compte tenu du nombre total d'observation et du nombre d'observation pour lesquelles les teneurs en ETMs sont au-dessus des normes. Si le degré de certitude est jugé insuffisant par le comité d'experts chargé du réseau d'observation et de la prise de décision qui y est liée, plusieurs possibilités s'offrent à nous :

1. Diminuer les exigences relatives aux taux de plantes dépassant les normes alimentaires (par exemple : passer de 10% à 20%).
2. Augmenter le nombre d'échantillons totaux sur la région donnée. Cependant, cela peut mener à un plus grand nombre d'échantillons dont les teneurs dépassent les normes alimentaires. Dans ce cas, la certitude sur un taux de dépassement faible restera basse car, de fait, ce taux n'est pas rencontré en réalité. Dès lors, il vaut peut-être mieux, avant d'entreprendre l'analyse d'un plus grand nombre d'échantillons, regarder d'où vient exactement le problème de faible certitude (cfr point ci-dessous).
3. Regarder si les échantillons pour lesquels les concentrations sont plus élevées que les normes ne proviennent pas tous d'une même parcelle agricole ou d'une même année.
 - **Si oui**, il est fort à parier que le problème est lié au facteur parcelle/année. Du coup, il faut à nouveau réaliser les calculs statistiques mais en retirant **tous** les points des parcelles/années concernées par le problème et regarder si les conclusions sont positives (c'est-à-dire que les concentrations dans les cultures ne sont pas plus élevées que les normes alimentaires) pour le reste des points. Pour les points "à problème", il faut regarder si le problème ne vient pas d'une erreur de mesure. Si non, aller voir plus en détail (en effectuant plus de mesure par exemple) dans ces zones là. Si il s'agit d'un problème lié à l'année, il faut regarder si ce sont les conditions météorologiques qui ont mené à un dépassement des normes. Dans ce cas particulier, regarder quelles sont-elles et effectuer d'autres mesures pour ces mêmes conditions météorologiques afin de vérifier si le problème perdure.
 - **Si non**, la région est probablement réellement problématique pour la qualité des cultures. Dans un premier temps, il faut augmenter la résolution du réseau pour s'en assurer et, dans un deuxième temps, il faut

prendre des mesures de sécurité alimentaire adéquates pour éviter la contamination des cultures (par exemple : restriction d'utilisation des terres).

En ce qui concerne les résultats d'analyse statistiques, les décisions finales à prendre reviennent au comité d'experts. Cependant, certains conseils peuvent être abordés ici.

Le premier objectif de cette étude est de s'assurer que, peu importe les concentrations en ETM sur les sols agricoles wallons et les conditions de mobilité des ETMs dans le sol, les produits agricoles respectent les normes alimentaires. Si, suite aux études statistiques, un dépassement de normes n'est pas à craindre dans les cultures des zones à risque, cette conclusion peut être appliquée au reste de la Région wallonne étant donné que ces zones sont comparativement moins à risque que les zones d'étude. Dès lors, il peut être raisonnablement considéré qu'il n'y a pas de problème grave de contamination en ETMs sur les terres agricoles en Région wallonne.

Le deuxième objectif de cette étude est de valider les limites inférieures et supérieures qui ont été estimées via S-RISK. De manière générale, ces valeurs peuvent être adoptées comme seuils de détection de risque si, dans toutes les zones orange sur les cartes présentées précédemment (dépassement des valeurs du GRER (VS et VI) mais pas des limites inférieures et supérieures calculées via S-RISK (LI et LS)), les mesures montrent qu'il n'y a pas de dépassement des normes alimentaires dans les cultures agricoles.

Par ailleurs, si même dans les zones rouge (dépassement de la limite inférieure) les normes alimentaires sont respectées, il peut être envisagé d'augmenter encore un peu plus la valeur de la limite inférieure. Cela concerne seulement le cadmium et le chrome étant donné que, pour les autres ETMs, les valeurs seuils obtenues via S-RISK ne sont jamais dépassées. Plus particulièrement pour le chrome, la limite inférieure est supposée être plus élevée vu que celle obtenue via S-RISK se base sur des concentrations en chrome III or nous devrions nous baser sur le chrome VI qui est moins toxique. Notons que si les limites inférieures obtenues via S-RISK sont adoptées, les zones orangées peuvent être retirées du système d'observation car elles ne seront plus classifiées comme potentiellement à risque (teneur attendue inférieure à la limite inférieure) et seules les zones rouges sont à garder. Néanmoins, pour l'analyse du bilan d'ETMs, les zones orange doivent être les premières à être analysées puisqu'elles sont supposées être les premières à causer des problèmes en cas d'ajout d'ETM.

Après validation des valeurs seuils et limites, une simple détermination des facteurs physico-chimiques du sol et des teneurs en ETMs dans le sol permettra de dire si les normes en ETM dans les cultures seront être dépassées ou non.

L'analyse de risque pour le bétail se fait uniquement en analysant la qualité des fourrages par rapport aux normes européennes/belges. Cependant, le risque pour le bétail est non seulement lié à la qualité des fourrages qu'il ingère, mais également à

la quantité de terre qu'il consomme lors du broutage. Les teneurs en ETMs dans le sol ne causant pas de risque pour le bétail dépendent fortement des hypothèses qui sont émises quant au taux de digestibilité des ETMs par le bétail et du pourcentage de terre dans la consommation de fourrage et pâture. Le risque est surtout important pour des pâture en sol détrempé avec des ovins. Dans les zones où un risque est à craindre pour le bétail, il serait prudent d'effectuer des analyses de toxicologie pour les ovins si ils y sont élevés.

Notons que les zones à risque ont été déterminées sur base des zones à mobilité et teneurs attendues élevées. En ce qui concerne les teneurs attendues, il s'agit d'une extrapolation spatiale de données en teneur dans les sols. Ces données évaluent ce que nous pourrions rencontrer dans les sols agricoles en Région wallonne, mais il n'est pas impossible que d'autres zones soient à risque ou que les valeurs in situ soient plus faibles ou plus élevées que celles prédites par les cartes. Dans ce cas, il faudra veiller à bien noter dans l'analyse des résultats quelles sont les réelles valeurs rencontrées dans les sols agricoles analysés. Cette information sert de base lors de la validation des valeurs en seuil (ex. jusqu'à quelle concentration dans les sols agricoles, il peut être affirmé qu'il n'y a pas de problème). En ce qui concerne les caractéristiques du sol, elles servent également de base pour la validation des valeurs seuils en s'assurant, entre autres, qu'il s'agit bien des pires cas rencontrés dans la zone à risque (ex. jusqu'où la validation des seuils est correcte point de vue des conditions du sol). Si ce n'est pas le cas, il faudra envisager d'investiguer d'autres zones où la mobilité et/ou les teneurs en ETMs du sol sont suspectées plus élevées.

Finalement, il est important de soulever ici le fait que les normes utilisées pour l'analyse des cultures ne sont pas les mêmes selon les ETMs. De fait, pour le Cd, Hg et Pb, il s'agit de normes européennes à ne pas dépasser dans les produits agricoles. Tandis que pour le Cr, Ni et Zn, il s'agit de valeurs habituellement rencontrées dans les produits agricoles. Dans le premier cas, ce qui est évalué est la valeur d'intervention puisqu'au-delà de ce seuil, les produits agricoles sont considérés comme impropres à la consommation. Dans le deuxième cas, ce qui est évalué correspond plutôt à la valeur seuil. De fait, nous comparons des concentrations à des valeurs habituellement contrôlées. Si il y a des dépassements de ces normes cela ne veut pas pour autant dire que les produits agricoles sont impropres à la consommation. Ils seront juste de moindre qualité par rapport à ce qui est généralement rencontré.

3.3 Conclusion

Dans un premier temps, il est suggéré de ne prélever que 35 échantillons de plantes par zone à risque et par élément trace. Ces échantillons peuvent se prélever sur

une période de retour de 5 à 7 ans, à raison de 10 échantillons par an. Cette démarche permet, entre autres, de faciliter la sélection de parcelles dans des zones où la disponibilité des parcelles est réduite. Elle permet, également, de pouvoir tenir compte des rotations de culture. Ce nombre d'observations pourra ensuite être augmenté si la certitude sur les mesures est jugée insuffisante. Pour 35 observations, le coût total annuel du réseau varie entre 2.500 à 40.000 € selon le scénario d'analyse envisagé.

L'utilisation des résultats peut se faire en utilisant le fichier Excel donné dans les livrables. Si le degré de certitude sur les données est jugé insuffisant, plusieurs solutions ont été abordées. Par exemple, nous pouvons diminuer les exigences sur le taux de dépassement des normes alimentaires (choix politique), augmenter le nombre de mesures sur la région à risque ou analyser en détail d'où vient le dépassement des normes (par ex. une seule parcelles agricole responsable). Les résultats découlant de l'analyse des zones à risque pourront ensuite être appliqués à l'ensemble de la Région wallonne.

La comparaison des valeurs données par le logiciel S-RISK avec les concentrations en éléments traces dans les plantes permettra de vérifier si ces valeurs peuvent être utilisées en Région wallonne. Si ces valeurs sont applicables, dans le futur, une simple analyse des cartes de teneurs attendues des sols par rapport à ces valeurs permettra de dire si il y a risque de contamination ou non des produits agricoles. L'analyse des caractéristiques du sol (pH, MO, teneur en argile et teneur en élément trace) permet de préciser les limites dans lesquelles les limites inférieures et supérieures sont valables.

Finalement, puisqu'il n'existe pas de normes alimentaires pour les éléments traces autre que le cadmium, le mercure et le plomb, les références pour évaluer le degré de contamination des plantes se basent sur les teneurs habituellement rencontrées dans les plantes. Un dépassement de ces valeurs n'est donc pas synonyme de produits agricoles impropres à la consommation, mais de produits de moindre qualité.

Part IV

Bilan des éléments traces métalliques dans le sol

4 Synthèse bibliographique

Les deux sections précédentes présentaient l'état des lieux des ETMs dans le sol. Il s'agit de la situation actuelle des teneurs en ETMs dans le sol. Cependant, pour la gestion durable des terres agricoles, il faut également pouvoir évaluer l'évolution des teneurs attendues en ETMs dans le sol afin de prévenir une accumulation trop importante de ces derniers dans les sols. En évaluant le bilan annuel des ETMs sur les terres agricoles wallonnes, sur base des teneurs actuelles des sols, il est possible de prédire à long terme quelles seront les teneurs en ETMs dans le sol.

Le bilan des éléments traces métalliques dans les sols s'effectue en soustrayant les exports aux apports d'ETMs sur les terres agricoles (Equation 21). Si le bilan est positif, il y a accumulation de l'ETM considéré dans les sols. Au contraire, si le bilan est négatif, les sols auront tendance à perdre au cours du temps leurs éléments traces métalliques.

$$Bilan_{ETM} = Apports_{ETM} - Exports_{ETM} \quad (21)$$

4.1 Apports en éléments traces métalliques

L'apport d'éléments traces métalliques provient directement des méthodes de gestion des cultures (ex. apport d'engrais, emploi de produits phytosanitaires) et de sources extérieures (ex. retombées atmosphériques). Les apports généralement considérés dans la littérature pour effectuer le bilan d'ETMs sont [Belon et al., 2007] :

- Engrais minéraux
- Déjections animales
- Amendements calciques et magnésiens
- Epandage de boues, compost et autres déchets verts
- Produits phytosanitaires
- Retombées atmosphériques
- Eau d'irrigation
- Résidus de culture

La manière générale d'évaluer les apports consiste à multiplier les quantités épan-
dues ou amenées sur les terres agricoles par les concentrations en ETMs dans ces
quantités [Belon et al., 2007]. Si les quantités d'intrant sont seulement connus à
l'hectare, le calcul d'apport s'effectue en multipliant les apports à l'hectare par les
superficies agricoles recevant effectivement ces intrants. Finalement, pour déter-
miner les quantités totales apportées en ETMs sur le territoire d'analyse (pays,
région ou commune, selon l'échelle désirée et le niveau de précision des données
disponibles), les différents apports sont sommés pour l'ensemble du territoire.
Les éléments traces métalliques concernés par les différentes sources d'apport sont
listés dans les Tableaux 37.

Table 37: Apports à considérer en fonction des ETMs. PA = Pas d'apport. (*) = sauf pour les amendements
engrais.

ETM pour lesquels le calcul est possible	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Traitements phytosanitaires	PA	✓	PA	PA	PA	PA	✓
Epandage d'engrais minéraux	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Effluents d'élevage	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Effluents d'élevage	✓	✓	✓(*)	✓	✓	✓	✓
Amendements calciques et magnésiens	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Retombées atmosphériques	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Eaux d'irrigation	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

La méthodologie utilisée pour le calcul des apports en ETMs, peu importe la
source considérée, suit le schéma suivant :

1. Calcul/détermination des teneurs en ETM des différents apports (ex. dif-
férentes catégories d'engrais)
2. Recensement des surfaces des cultures concernées par le traitement (à l'échelle
communale/départementale et nationale). Recensement/estimation du pour-
centage de surfaces traitée pour chaque culture et chaque produit.
3. Calcul des doses appliquées à l'hectare sur des parcelles traitées *ou* des doses
appliquées à l'échelle du département/commune
4. Estimation du pourcentage d'ETMs arrivant au sol
Hypothèse : quantité appliquée $\approx$ quantité atteignant le sol
5. Calcul des quantités d'ETM apportés aux sols (à l'échelle de la commune/département)
Pour les données à l'hectare : surfaces des cultures * quantité intrant à l'hectare * concen-
tration en ETM de l'intrant
Pour les données à l'échelle de la commune/département : doses à l'échelle de la com-
mune/département * concentration en ETM de l'intrant

6. Présentation des apports totaux par département/commune et des flux sur les parcelles (doses à l'hectare)

Pour les retombées atmosphériques, l'estimation des apports se fait en calculant les flux moyens, minimaux et maximaux de dépôts atmosphériques par commune/département. Ces flux sont kriegés à l'échelle nationale pour éviter que, si seulement une mesure est disponible dans un département donné, elle soit la seule à déterminer la moyenne du département. Une moyenne est ensuite effectuée par commune/département en utilisant les valeurs du krigeage. Finalement, ces flux sont appliqués à la superficie agricole utilisée (SAU) du département/commune sans aucune distinction de culture puisque les retombées atmosphériques sont indépendantes des cultures mises en place.

Pour estimer le flux (dose à l'hectare) entrant sur un territoire donné, le bilan d'apport (quantité totale sur le territoire) est divisé par la SAU. Ce calcul ne représente pas réellement les flux sur les parcelles et doit plutôt être vu comme un indicateur de sensibilité. En effet, l'utilisation de la SAU apporte un biais inévitable lié au fait que la SAU inclut de nombreuses surfaces dont les landes et les parcours. Dès lors, pour un grand département avec, par exemple, une grande SAU contenant plusieurs landes et parcours, les quantités d'ETM sont "diluées" par rapport à ce qui rentre réellement sur les parcelles agricoles [Belon et al., 2007]. Pour diminuer ce problème, si des normes relatives aux doses d'application existent (quantité d'intrant à l'hectare), elles seront utilisées directement dans le calcul de flux. Cette considération permet de retirer le biais lié à l'estimation faite sur les surfaces agricoles réellement utilisées dans une région donnée (SAU).

Par ailleurs, les quantités totales d'ETMs entrantes sur les terres agricoles par commune/département sont fort variables en fonction des intrants utilisés. En effet, les teneurs en ETMs dans les intrants d'une même catégorie (ex. engrais minéraux) dépendent fortement du lieu de production de l'intrant (ex. pays, entreprise) et du type d'intrant. Dès lors, trois calculs sont effectués pour estimer les apports en ETMs ; avec les valeurs moyennes, minimales et maximales des intrants d'une même catégorie. Les calculs effectués sur les valeurs minimales, d'une part, et maximales, d'autre part, permettent de déterminer la gamme de valeur (min-max) d'apport en ETMs à laquelle on s'attend dans un département (ou commune) donné. Ils permettent d'encadrer ainsi de façon sûre la valeur réelle du résultat, même si leurs valeurs à proprement parler est peu probable. La valeur moyenne, quant à elle, permet de donner une estimation globale sur la tendance générale à laquelle on s'attend.

4.2 Exports en éléments traces métalliques

Les sorties du système généralement considérées sont au nombre de trois : le lessivage des ETMs vers une couche plus profonde du sol, les exportations suite aux récoltes de cultures (via la terre sur les culture et le prélèvement en ETMs par les plantes) et l'érosion [Keller et al., 2001, Belon et al., 2007]. L'évaluation des exports est plus compliquée que celle des apports car elle dépend de plusieurs paramètres non connus a priori et relativement variables dans le temps et l'espace. Par exemple, les quantités d'ETMs lessivées dépendent non seulement des concentrations en ETM dans le sol, mais également de la lame d'eau infiltrante dépendant elle-même des conditions climatiques (ex. pluviométrie, évapotranspiration). Les quantités exportées dépendent également des caractéristiques du sol telles que la porosité, la teneur en eau et le coefficient de partition eau/sol, dénommé K_D . Afin d'alléger les calculs, l'estimation des exports se base sur plusieurs hypothèses simplificatrices. Il faut garder cela à l'esprit lors de l'analyse du bilan en ETMs. En effet, les exports sont donnés à titre indicatif. Ils sont rarement représentatif de la réalité étant donné que l'estimation de certains paramètres est simplifiée.

Pour l'export via les cultures, le calcul est effectué en multipliant les concentrations en ETMs d'une culture par les quantités produites de cette culture. Les résultats pour chacune des cultures produites dans la région d'intérêt sont ensuite sommées pour obtenir la quantité totale d'ETMs exportée via les cultures sur cette région [Sonnet et al., 2004].

L'érosion, bien qu'étant une source d'export d'ETM hors des parcelles agricoles, est peu considérée dans la littérature. Cela est dû non seulement au fait qu'il est relativement malaisé de déterminer les quantités de terre qui sont érodées au fil du temps sur les parcelles, mais également parce que cela contribue très peu à l'export en ETMs.

Par ailleurs, l'érosion peut se faire en ravine. Dans ce cas, seulement une petite surface des parcelles agricoles est sujette à l'érosion bien que de grands volumes de terre soient érodés [Blaize, 1997]. Nous comprenons, dès lors, qu'estimer des pertes en ETMs à l'hectare, dans ce cas, a peu de sens car ce n'est pas représentatif de l'ensemble de la couche de labour mais que d'une faible partie. Gillijns et al. [2005] estiment que la part d'érosion hydrique qui est homogène, sans considérer les ravines, est de 50 à 65%. Etant donné que la perte en terre annuelle moyenne est de 3 t/ha.an en Région wallonne [Gillijns et al., 2005], la perte en terre interravine est de l'ordre de 1.5 à 2 t/ha.an.

Blaize [1997] précise par ailleurs que les processus d'érosion mènent à des pertes ou des apports de terre selon la position du site étudié (en amont ou en aval). Le transfert de terre peut donc se faire au sein d'une même parcelle agricole ou au sein d'un groupement de parcelles. Dans ce cas, il n'y a pas réellement d'export de terre hors des parcelles agricoles. Il en va de même pour les éléments traces métalliques.

Néanmoins, une partie de la terre érodée arrive quand même à l'exutoire (ex. cours d'eau) [Gillijns et al., 2005]. Pour un bassin versant donné, cette perte de terre peut être ramenée à la surface agricole en amont. Il s'agit du rendement en sédiment. Ce dernier pourrait être utilisé pour déterminer la quantité de terre effectivement perdue et donc les exports en ETMs. Pour la Région wallonne, la perte en sédiment est en moyenne égale à 0.8 à 1 t/ha.an [Gillijns et al., 2005].

Les exports par lessivage sont généralement estimés en multipliant les teneurs en ETMs dans la solution porale (mg/L) par la lame d'eau quittant le sol (mm/an ou m³/ha/an). Les teneurs en ETMs dans la solution porale s'évaluent sur base du coefficient de partage entre l'eau et le sol, K_D , tandis que la lame d'eau quittant le sol s'évalue sur base des conditions climatiques. Cette dernière est égale à l'apport d'eau via l'irrigation et les précipitation auquel on soustrait les exports en eau dû au ruissellement et à l'évapotranspiration. Pour passer du flux d'eau en mm/an à des m³/ha/an, il faut multiplier le flux par un facteur 10. Cependant, les éléments dans la phase liquide du sol se déplacent plus lentement que le flux d'eau puisque les mécanismes d'adsorption et désorption rentrent en jeu tout le long de leur trajet. La vitesse des éléments dans la phase liquide peut se déduire du flux d'eau en divisant ce dernier par un facteur de retard comme cela est proposé, entre autres, dans le GRER (Equation 22, pour un sol non saturé en eau).

$$v = \frac{I}{\theta_v + K_D * \rho_b}, \quad (22)$$

Avec v la vitesse de l'élément trace (mm/an), I l'infiltration efficace annuelle de l'eau (mm/an), θ_v la teneur volumique moyenne de la vadose (-), K_D le coefficient de partage sol/eau (l/kg) et ρ_b la densité apparente du sol (g/cm³).

Connaissant les concentrations dans la solution porale (teneur attendue dans le sol divisée par K_D), nous pouvons connaître la quantité d'éléments traces métalliques lessivés chaque années dans les sols (Equation 23).

$$Qtite_{lessivee} = \frac{I * \frac{Conc_{ETM}}{K_D}}{\theta_v + K_D * \rho_b}, \quad (23)$$

Avec $Qtite_{lessivee}$ la quantité d'ETM lessivée (mg/ha/an), I l'infiltration efficace annuelle de l'eau (dm³/ha/an), $Conc_{ETM}$ la teneur attendue en ETM dans les sols (mg/kg), θ_v la teneur volumique moyenne de la vadose (-), K_D le coefficient de partage sol/eau (l/kg) et ρ_b la densité apparente du sol (kg/dm³).

5 Application à la Région wallonne : bilan des ETMs dans le sol

5.1 Apports en éléments traces métalliques

5.1.1 Fertilisants

L'apport des ETMs sur les terres agricoles via l'usage de fertilisants (engrais minéraux, engrais de ferme et matières exogènes) a déjà été quantifié pour la Région wallonne dans le projet Contasol [2013]. Le projet mettant déjà bien en avant la manière de procéder et de traiter les données, nous ne reprenons ici que les points essentiels et les chiffres clés du rapport. Pour tout complément d'information, se référer au rapport du projet. Par ailleurs, le livrable 6 du projet en question comprend une base de données reprenant toutes les informations nécessaires aux calculs d'apport en ETMs via les fertilisants, ainsi qu'un mode d'emploi pour son utilisation.

Engrais minéraux

1. Quantité d'engrais épandues

L'estimation des quantités d'engrais minéraux épandues sur les terres agricoles se base sur des sources en libre accès (IFA-DATA) ou sur l'avis de professionnels dans le secteur des engrais minéraux (Lhoist, Wal.Agri, SCAM, SCAR). Ces sources concernent, non seulement les quantités vendues en Région wallonne, mais également le pouvoir fertilisant des engrais (teneurs en N/P/K et valeur neutralisante).

Les besoins en engrais minéraux par culture en Région wallonne sont estimés via l'outil RICA. Ce dernier se base sur les données des exploitations recensées par la SPF Economie-DGSIE. Ce qui représente plus de 90% du potentiel de production wallon. Par ailleurs, les calculs sont effectués uniquement pour 23 cultures sur les 72 différentes présentes en Région wallonne. Le choix des cultures s'est fait de façon à ce que l'ensemble de ces cultures représente plus de 99% de la SAU. Les données relatives à la distribution des cultures en Région wallonne sont obtenues via la SPW-DPS. Lorsque des données sont manquantes pour une commune donnée, il convient d'utiliser les doses moyennes appliquées en Région wallonne pour cette commune. Ces dernières ont été estimées par la SPW-DEAE dans le cadre du projet Ultimo.

Notons que pour certaines cultures (ex. maraîchères, fruitières) aucune distinction n'a été faite entre régions agricoles. On considère que les tourbières

enherbées et les pâturages ne reçoivent aucun apport minéral.

2. Flux d'ETMs

Etant donné qu'il est malaisé de connaître les quantités d'engrais minéraux réellement épandus sur les sols agricoles, surtout en ce qui concerne les engrais composés, le projet Contasol détermine la quantité d'ETM par unité d'azote, de phosphore, de potassium et de valeur neutralisante qui est apportée annuellement par hectare. Pour plus de détails sur le calcul, se référer au Chapitre 4, Section 3, du rapport Contasol. Les données sont reprises dans le Tableau 120 à la page 156 de ce même rapport et les concentrations par catégorie d'engrais au Chapitre 3.

Les données sur les teneurs en ETMs dans les différents engrais minéraux proviennent des analyses du laboratoire CARAH (accrédité du réseau Requa-sud). Ces dernières ont été réalisées sur des engrais provenant principalement de Wal.Agri et SCAM, les deux plus gros fournisseurs d'engrais minéraux pour la Région wallonne.

Les résultats obtenus dans Contasol peuvent être utilisés directement pour évaluer le bilan en ETM dans les sols wallons. Il faut néanmoins garder à l'esprit que les doses et le type d'engrais appliqué dépendent fortement des prix de ce dernier, de la région d'étude et de l'affinité et des habitudes de l'agriculteur. Dès lors, il n'est pas exclus qu'il y ait des changements d'utilisation au cours du temps. Ces changements devraient être pris en considération dans le calcul de bilan via, par exemple, un recensement annuel des quantités épandues d'engrais par commune. Lors de changements importants, il faut également prévoir une réévaluation des quantités d'ETM apportées par unité de N/P/K et valeur neutralisante en se basant sur la méthode utilisée précédemment dans Contasol.

Engrais de ferme

1. Quantité d'engrais épandues

Dans le projet Contasol, l'évaluation des quantités d'engrais de ferme épandues en Région wallonne se base sur le logiciel VALOR obtenu par la PGDA (production d'engrais de ferme en étable par catégorie animale et par type de stabulation et production de lisier en prairie par catégorie animale), sur le recensement agricole de mai 1996 (nombre d'animaux dans différents types

de stabulation par région agricole et par catégorie animale) et sur le système Sanitel obtenu par la DPS (nombre d'animaux en Région wallonne par catégorie animale). Les calculs de quantité épandues sont détaillés dans le rapport Ultimo, Chapitre 2, Section 3.

Par ailleurs, dans les calculs du projet Contasol, les échanges d'engrais entre commune ont également été considérés.

2. Flux d'ETMs

Les teneurs en ETMs dans les engrais de ferme ont été réalisées par le laboratoire du Centre de Michamps en collaboration avec l'asbl Agra-Ost. au total, 13 catégories d'engrais de ferme ont été analysés. Les concentrations par catégorie d'engrais sont données au Chapitre 3 du rapport Contasol.

Matières exogènes

1. Quantité de matières exogènes épandues

Les données d'épandage ont été fournies par la DPS. Une étude semblable a été réalisée dans le cadre du projet Ultimo et pourrait être valorisée dans le cadre de cette étude.

2. Flux d'ETMs

Les concentrations en ETM présentes dans les matières organiques exogènes ont été transmises par la DPS. Il s'agit de moyennes effectuées sur plusieurs lots pour les années 2008 ou 2010 selon la catégorie de matière exogène. Les résultats sont donnés au Chapitre 3 du rapport Contasol. Ces données sont en cohérence avec les données obtenues dans le cadre du projet Ultimo, ainsi qu'avec la littérature sur le sujet.

Via ces données, le projet Contasol a pu estimer les valeurs moyennes des apports d'ETM via l'ensemble des fertilisants (Tableau 38). Etant donné que, dans le cadre de la convention Valmo, nous nous intéressons plus particulièrement à la valorisation des matières exogènes sur les terres agricoles, les résultats du projet Contasol pour l'apport d'ETM via les matières exogènes uniquement sont également présentés ici.

La part des matières exogènes dans l'apport d'ETMs aux sols agricoles est relativement faible comparé à l'apport total via les fertilisants (Tableau 38). De fait, cet apport est compris entre 4% (Ni) et 15% (Cr et Hg). Seul pour le plomb, les

Table 38: Apport en ETMs moyen sur l'ensemble des communes en Région wallonne (g/(ha.an)) en considérant l'ensemble des fertilisants ou seulement la part due aux matières exogènes, et augmentation moyenne de la teneur en ETMs des sols après 100 années d'emploi des fertilisants totaux (%) (Source : projet Contasol).

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Total des fertilisants	2.0	29.3	145.7	0.2	72.6	12.3	621.6
Matières exogènes uniquement	0.2	4.6	10.5	0.03	2.6	6.2	46.3
Augmentation sur 100 ans (%) via l'ensemble des fertilisants	10.9	2.6	25.9	3.9	7.9	1.4	19.3

matières exogènes semblent contribuer de manière significative à l'apport total de plomb via les fertilisants (50%). De manière plus visuelle, la Figure 37 montre la part de chaque type de fertilisants dans l'apport total en ETM. Cette figure permet également de regarder dans quel type d'intrant il est intéressant de vérifier avec précision les teneurs en ETMs et les apports sur les terres agricoles. Pour un type d'intrant contribuant fortement à l'apport total en ETMs, le moindre changement de ses teneurs en ETMs aura une répercussion sur les apports en ETM plus grande qu'un type d'intrant ayant une moins grande importance. Il doit donc être déterminé avec plus de précision. Par ailleurs, cette contribution change d'une commune à l'autre. Il faut également prendre en compte cet aspect.

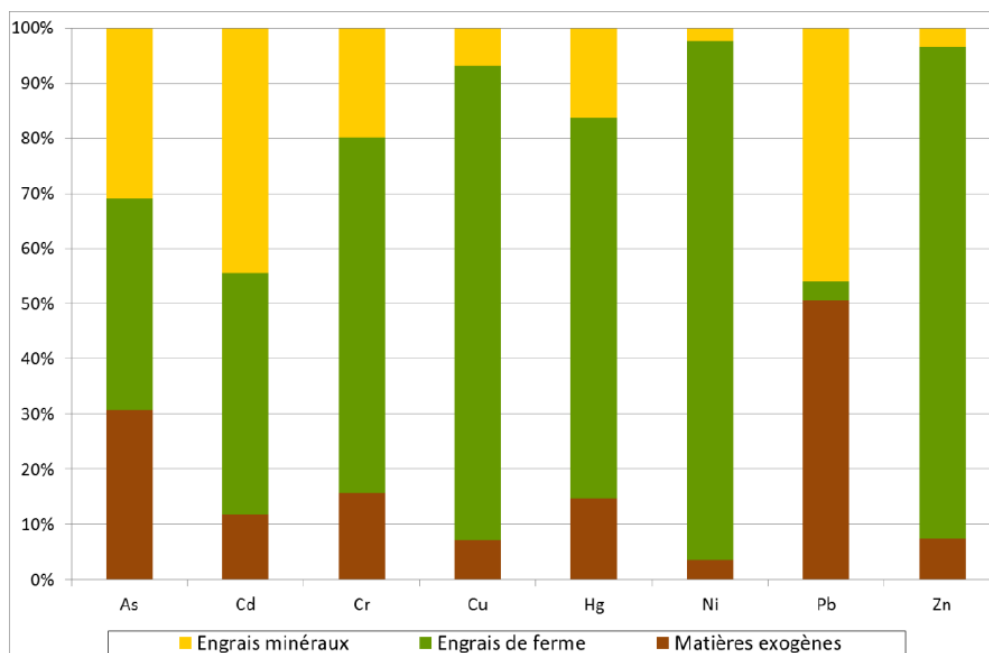


Figure 37: Répartition des flux en différents ETM entre les engrais minéraux, engrais de ferme et matières exogènes (Source : Contasol [2012]).

Il faut néanmoins ne pas en déduire des conclusions hâtives. La contribution des

matières exogènes à l'apport total d'ETMs via les fertilisants est relativement faible dû au fait que les quantités de matières exogènes apportées sur les terres agricoles sont relativement faibles. Si ces quantités venaient changer, il faudrait effectuer les calculs à nouveau pour tenir compte de ces changements dans le bilan d'ETM.

Les cartes des flux par ETM pour l'ensemble des fertilisants sont données dans le rapport de Contasol (Chapitre 4, Section 5). En plus de ces cartes, le rapport Contasol développe la structuration du plan de surveillance en soulignant, entre autres, les zones où les apports doivent être contrôlés en priorité et les apports qui doivent être mesurés de manière régulière dans le temps (cfr Chapitre 5, Section 4). Notons également que, en considérant que les apports en fertilisants restent identiques dans le temps, au bout de 100 années d'application, l'apport en ETMs restent très faibles (entre 1.4 à 25.9% des teneurs moyennes rencontrées dans les sols en Région wallonne) (Tableau 38).

5.1.2 Produits phytosanitaires

Tout comme cela avait été vu dans le rapport de l'ADEME [Belon et al., 2007], il est considéré, dans le rapport Contasol, que l'utilisation de produits phytosanitaires n'apporte aucun élément trace métallique si ce n'est le cuivre et le zinc. Cela concerne surtout les fongicides qui sont appliqués de manière fréquente aux cultures (ex. pomme de terre). En France, l'ADEME estime que l'apport annuel moyen, pour les cultures de pomme de terre, est de 228 g/ha de Zn et de 2500 g/ha de Cu [Belon et al., 2007]. Ces chiffres sont similaires à ceux de la Région wallonne. Parmi la liste des substances actives autorisée en Belgique reprise à l'Annexe VIII, trois d'entre elles possèdent du cuivre ou du zinc.

L'estimation des quantités apportées sur les terres agricoles en cuivre et zinc est reprise ci-dessous. Les données de concentrations et de quantités de substances utilisées proviennent du site FYTOWEB (www.fytoweb.fgov.be/). Notons que les données d'utilisation des produits se base sur les quantités maximales autorisées en Région wallonne. Dans la pratique, les quantités utilisées peuvent être moindre. Afin de connaître les quantités de produits phytosanitaires réellement épandues, un partenariat avec l'AFSCA peut être envisagé afin d'accéder aux données des contrôles des registres d'utilisation des produits phytosanitaires. En effet, le Règlement 1107/2009 et l'AR du 22 décembre 2005 imposent aux utilisateurs professionnels la tenue d'un registre d'utilisation des produits phytopharmaceutiques. L'évaluation des superficies concernées par l'épandage des phytosanitaires s'effectue en sélectionnant les parcelles agricoles avec des cultures de pommes de terre et céréalières.

Substances actives avec du cuivre

Les substances actives contenant du cuivre sont l'hydroxyde de cuivre et l'oxychlorure

de cuivre. Les produits phytosanitaires contenant ces substances sont utilisés à raisons de 4-5 kg/ha.an. Ils contiennent en moyenne 50% de cuivre métal. Les apports maximaux en cuivre sont donc de **2 à 2.5 kg/ha.an**. Ces produits sont utilisés uniquement pour les cultures de pommes de terre, ainsi que pour certaines plantes maraichères, arbres fruitiers et pour le houblon. En ce qui concerne la culture de pommes de terre, elle correspond à environ 4% de la SAU en Région wallonne [DGARNE, 2010] et il s'agit d'une tête de rotation étalée, généralement, sur trois ans. Les quantités annuelles apportées sur les terres agricoles destinées à la culture de pommes de terre sont donc à diviser par trois. Cette correction donne un apport en cuivre de l'ordre de **0.67 à 0.83 kg/ha.an**.

Les quantités apportées en cuivre sont entre 6 à 8 fois plus importantes que les apports en cuivre via l'ensemble des fertilisants. Il est donc essentiel de considérer ces apports lors du bilan du cuivre. Cependant, comme mentionné précédemment, ces apports ne concernent que 4% de la SAU en Région wallonne. Il ne faut donc pas généraliser ces apports à l'ensemble de la Région wallonne, mais les effectuer uniquement pour les zones concernées.

Substances actives avec du zinc

La substance active contenant du zinc est le mancozèbe (Figure 38). Elle est composé de manganèse (20%) et de zinc (2.6%) [Bisson et al., 2012]. Les produits phytosanitaires contenant du mancozèbe sont utilisés principalement pour les cultures de pommes de terre, les cultures maraichères (principalement bulbes), les plantes ornementales et les arbres fruitiers. Ils peuvent également être utilisés pour les cultures céréalières mais les doses appliquées sont moindre qu'avec les cultures de pommes de terre.

Pour la **culture de pommes de terre**, l'utilisation des produits phytosanitaires se fait à raison de 8 à 12 applications par an pour une teneur en mancozèbe dans le produit de l'ordre de 70%. Les quantités utilisées par application sont de maximum de 2 kg/ha. L'apport de zinc sur les terres agricoles est donc de maximum **437 g/ha.an** (2 kg/ha par application, 12 applications par an, 70% de mancozèbe, 2.6% de zinc dans le mancozèbe).

A nouveau, cette culture ne représente que 4% de la SAU en Région wallonne [DGARNE, 2010] et est une tête de rotation étalée, généralement, sur trois ans. Les quantités données ici doivent donc être également divisées en trois, ce qui donne

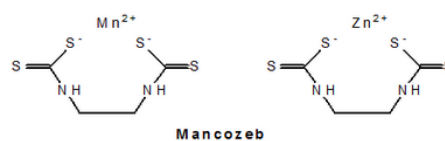


Figure 38: Formule chimique du Mancozèbe.

des apports en zinc de l'ordre de **146 g/ha.an**.

Les quantités apportées en zinc pour les cultures de pommes de terre sont 4 fois plus faibles que les apports en zinc via l'ensemble des fertilisants. Ainsi, au bout de 100 ans, elles auront contribué à augmenter les teneurs actuelles d'environ 5% ($19.3\%/4$). Cet apport est relativement faible, mais il pourrait être intéressant de quand même le considérer lors du bilan du zinc. Cependant, comme mentionné précédemment, ces apports ne concernent que 4% de la SAU en Région wallonne. Il ne faut donc pas généraliser ces apports à l'ensemble de la Région wallonne.

Pour les **cultures céréalières** (froment, orge, seigle, etc.), les applications se font au nombre de 1 à 2 par an avec une quantité de produit utilisé égale à 1.9 kg/ha. La quantité de zinc apportée sur les terres agricoles est donc maximum égale à **70 g/ha.an**. La portion de terre agricole concernées par les cultures céréalières est de l'ordre de 25% de la SAU [DGARNE, 2010].

La quantité apportée en zinc pour les cultures céréalières est 8 fois plus faibles que les apports en zinc via l'ensemble des fertilisants. Ainsi, au bout de 100 ans, elles auront contribué à augmenter les teneurs actuelles d'environ 2.4% ($19.3\%/8$). Cet apport est également relativement faible et les mêmes conclusions que pour les cultures de pommes de terre peuvent être apportées ici, si ce n'est que les cultures céréalières concernent une superficie agricole plus importante que les cultures de pomme de terre.

5.1.3 Eau d'irrigation

Actuellement, l'irrigation des cultures en Région wallonne peut être considérée comme négligeable [Blockx et al., 2011]. En effet, en 2003, environ 5500 hectares étaient irrigués en Région wallonne [?], ce qui représente moins de 0,4% de la SAU [Brahya et al., 2011]. Les volumes d'eau prélevés annuellement pour l'agriculture en Région wallonne sont d'environ 3.6 millions de m^3 [?]. Si nous rapportons ces volumes aux surfaces concernées, cela donne une utilisation de l'eau de $650 m^3/ha/an$. Ce chiffre est équivalent aux volumes utilisés dans le Nord de la France (ex. Haute Normandie et Îles de France) [Dubois, 2012]. Cependant, des volumes prélevés pour l'agriculture, seulement une partie est destinée à l'irrigation, le reste étant destiné au bétail [?]. Les volumes d'eau utilisés par hectare sont donc probablement plus faibles, comme c'est le cas, par exemple, en Franche-Comté ($400 m^3/ha/an$) [Dubois, 2012].

Par soucis de précaution, considérons que toute l'eau prélevée sert à l'irrigation en prenant un taux d'utilisation de $650 m^3/ha/an$. Nous pouvons évaluer la quantité d'ETM qui est apporté aux terres agricoles irriguées en multipliant ce taux d'utilisation par les concentrations en ETMs retrouvées dans les eaux souterraines. Pour donner un ordre de grandeur des quantités apportées par irrigation, nous nous sommes basés sur les teneurs en éléments traces dans les eaux souterraines fournies

par ? et reprises dans le Tableau 39 ci-dessous. Dans ce même tableau, les quantités d'ETMs apportées sur les terres agricoles sont également présentées.

Les quantités d'ETMs apportées par hectare annuellement sont très faibles, entre 10 à 30 fois plus faibles que les quantités apportées par l'ensemble des fertilisants dans le cas du percentile 90. Mis-à-part le nickel (P90 et VR) et le zinc (P90 et VR), les valeurs reprises dans le Tableau 39 sont également bien plus faibles que les apports d'ETMs liés aux matières exogènes uniquement. Etant donné que l'apport en ETMs via les fertilisants totaux est déjà très faible (sur 100 ans, l'apport en ETM via les fertilisant ne correspond qu'à 1.4 à 25.9% des teneurs actuellement rencontrées dans le sol), les apports d'ETM via l'irrigation sont négligeables. De fait, ils ne feraient augmenter les teneurs actuelles, au bout de 100 ans, que de 0.1 à 2%. Vu que les quantités en ETMs apportées par irrigation sont négligeables et que les superficies agricoles concernées par l'irrigation sont également négligeables, il est raisonnable de ne pas considérer cet apport dans l'évaluation du bilan en ETMs sur les sols agricoles wallons.

Table 39: Quantités d'ETMs apportées via l'irrigation correspondantes (g/ha.an) à trois teneurs en ETMs rencontrées dans les nappes en Région wallonne; la médiane (P50), le percentile 90 (P90) et la valeur de référence du GRER (VR) (Source : ?)

(a) Teneur en ETMs dans les nappes ($\mu\text{g/L}$)

	P50	P90	VR
Cd	0.12	0.21	0.25
Cr	0.6	2.4	2.5
Cu	1.8	13.4	15
Hg	0.05	0.05	0.1
Ni	2.1	9.2	10
Pb	0.37	2.2	2.5
Zn	15.2	89.8	90

(b) ETMs apportées sur les terres irriguées (g/ha.an)

	P50	P90	VR
Cd	0.08	0.14	0.16
Cr	0.39	1.56	1.63
Cu	1.17	8.71	9.75
Hg	0.03	0.03	0.07
Ni	1.37	5.98	6.50
Pb	0.24	1.43	1.63
Zn	9.88	58.37	58.50

5.1.4 Retombées atmosphériques

Les données de retombées atmosphériques sont obtenues via le réseau de surveillance de la qualité de l'air de l'ISSeP¹. Ces données sont disponibles seulement pour quelques sites et doivent être soumises à un krigeage sur l'ensemble de la Région wallonne avant de calculer des moyenne par commune. L'unité de mesure est le $\text{mg/m}^2.\text{j}$ (ou $\mu\text{g/m}^2.\text{j}$). Pour passer à une unité de g/ha.an, il faut multiplier les retombées par 8.69 (ou 0.009 si $\mu\text{g/m}^2.\text{j}$). Ce coefficient a été déterminé en considérant une densité du sol de 1400 kg/m^3 , une profondeur d'analyse dans laquelle les dépôts atmosphériques sont intégrés de 30 cm, et une année de 365 jours.

¹<http://environnement.wallonie.be/rapports/dpa/2004/Zones/zones11.html>

Pour donner un ordre de grandeur, l'apport en ETMs via les retombées atmosphériques a été estimé. Les calculs se sont effectués en utilisant les valeurs maximales et moyennes pour l'ensemble des données du réseau de l'ISSEP (médiane des groupes de stations d'une même région pour l'année 2004). Seules sont présentées ici les valeurs maximales afin d'estimer les quantités maximales d'ETMs entrant sur les sols agricoles par retombées atmosphériques (Tableau 40). Ces valeurs sont représentatives des zones où les retombées atmosphériques sont élevées, due à une activité industrielle importante. Pour le reste de la Région wallonne, où les retombées sont moindres, l'ISSEP considère le site d'Offagne comme la référence. Il s'agit ici des teneurs minimales en ETMs arrivant sur chaque site. Ces données sont également disponibles au Tableau 40.

Table 40: Quantités d'ETMs maximales et minimales (background) apportées via les retombées atmosphériques (g/ha.an) estimées sur base des données du réseau de surveillance de la qualité de l'air de l'ISSEP pour l'année 2004.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Valeur maximale	0.2	1.3	0.4	$4 \cdot 10^{-3}$	3.1	1.2	6.3
Background	0.001	0.03	0.09	-	0.03	0.08	0.5

En ce qui concerne les valeurs minimales, elles sont toutes largement en-dessous des valeurs d'apports en ETMs via les fertilisants totaux (env. d'un facteur 1000) et via les matières exogènes uniquement (env. d'un facteur 100). En ce qui concerne les valeurs maximales, elles sont toutes inférieures aux apports en ETMs via les fertilisants totaux (env. d'un facteur 10 à 100) et elles sont pour la plupart inférieures aux apports en ETMs via les matières exogènes considérés uniquement (env. d'un facteur 10). Les seules exceptions sont relevées pour le cadmium et le nickel qui présentent des apports plus ou moins similaires aux apports en ETMs via les matières exogènes considérés uniquement. Ces chiffres relativement élevés proviennent des données pour la région de Mons et sont dix fois moins élevés dans les autres régions du réseau de l'ISSEP. Tout comme il a été discuté dans le cas des apports via les eaux d'irrigation, il est raisonnable de négliger les apports en ETMs par les retombées atmosphériques.

Par soucis de précaution, il peut néanmoins être envisagé de surveiller le site de Mons pour le cadmium et le nickel.

5.1.5 Résidus de culture

Selon Belon et al. [2007], l'apport d'ETM par résidus de culture est négligeable. Dans le cadre de notre étude, si les résidus de culture correspondent à la partie de culture qui est laissée ou ramenée au champs, nous pouvons raisonnablement considérer que l'apport d'ETM est négligeable. De fait, les ETMs dans les plantes proviennent du prélèvements par les plantes de ce qui était déjà présent dans le sol. Le retour de ces ETMs consiste à annuler l'effet du prélèvement. Dans le calcul

d'export des ETMs, si la portion de culture laissée au champs est importante, il conviendra juste de la déduire de ce qui est exporté.

Si, au contraire, les résidus de culture correspondent aux cultures ayant été utilisées à d'autres fins que l'alimentaire (ex. bio-méthanisation) et qui sont ensuite retournées sur des terres agricoles, il ne sert à rien d'estimer l'apport en ETMs via cette voie. En effet, cela est déjà compris dans les apports via les fertilisants, et plus précisément via les matières exogènes.

Par conséquent, les résidus de culture ne sont pas considéré dans le bilan d'ETM, si ce n'est en tant qu'apport de matières exogènes lorsqu'ils sont traités au préalable (cfr section sur les fertilisants) et lors du calcul des exports d'ETMs via la récolte de culture. Dans ce dernier cas, seule la quantité de plantes effectivement prélevées sera considérée, les résidus de culture n'étant ainsi pas considéré dans l'export.

5.2 Exports en éléments traces métalliques

5.2.1 Récolte des cultures

Afin de donner une estimation des quantités d'éléments traces extraites par récolte des cultures, nous avons croisé les rendements des cultures (t/ha) disponibles pour la Région wallonne [DGARNE, 2010] avec les teneurs en éléments traces attendues dans les produits agricoles [Mailänder and Hämmann, 2005]. Les données disponibles sont reprises au Tableau 41. Le calcul des exports s'effectue en multipliant les rendements des cultures par les concentrations en éléments traces correspondantes, en supposant que toute la culture est récoltées et exportées hors des terres agricoles.

Les exports via les cultures céréalières (ex. blé, orge), de pommes de terre et de betteraves sont beaucoup plus importants que les exports via les autres cultures (ex. petits pois, haricots). Pour les cultures céréalières, de pommes de terre et de betteraves, les exports sont plus ou moins similaires aux apports via les matières exogènes uniquement, sauf pour le zinc. Pour cet élément, les exports via la récolte de cultures est similaire aux apports via l'ensemble des fertilisants. Les apports de zinc via les fertilisants ont donc tendance à être annulé par les exports via la récolte des cultures.

Pour les autres cultures, les exports sont similaires aux apports via l'irrigation (P50) et peuvent donc être négligés. A nouveau, une exception est à relever pour le zinc. Dans ce cas, les exports sont similaires aux apports via les matières exogènes.

Ces résultats sont en accords avec les observations de Blaize [1997] qui montrent que les exports via les végétaux dépassent rarement 1% du stock d'éléments présents dans l'horizon de labour. Etant donné que les apports via les matières exogènes sont très faibles (augmentation sur 100 ans de l'ordre de 1% ou moins), il peut être raisonnable de négliger ces exports. Seuls les exports en zinc via la récolte de cultures fortement exportatrices (pommes de terre, betteraves et céréales)

Table 41: Valeurs en éléments traces attendues dans les produits agricoles (mg/kg de poids frais), rendements annuels des cultures pour la Région wallonne (t/ha) et quantités d'éléments traces extraites associées (g/ha.an) (Source : DGARNE [2010] et Mailänder and Hämmann [2005]).

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
Valeurs attendues en éléments traces (mg/kg poids frais)								Rendement (t/ha)
Orge	0.04	0.26	4.4	0.02	0.4	0.08	35	8.1
Avoine	0.05	0.39	6.5	0.03	0.7	0.16	52	8
Blé	0.05	0.39	6.5	0.03	0.7	0.16	52	8.5
Pomme de terre	0.009	0.07	1.1	0.004	0.1	0.03	9	45.5
Betterave	0.004	0.03	0.6	0.002	0.06	0.01	4	71.2
Haricot	0.002	0.02	0.3	0.001	0.03	0.01	2	11.8
Petits pois	0.005	0.04	0.6	0.002	0.06	0.01	5	6.4
Colza	0.002	0.02	0.3	0.001	0.03	0.01	2	3.7
Valeurs exportées (g/ha.an)								
Orge	0.3	2.1	35	0.16	3.2	0.6	282	
Avoine	0.4	3.1	52	0.24	5.6	1.3	412	
Blé	0.4	3.3	55	0.26	5.9	1.4	442	
Pomme de terre	0.4	3.2	50	0.18	4.6	1.4	410	
Betterave	0.3	2.1	43	0.14	4.3	0.7	785	
Haricot	0.02	0.2	3.5	0.01	0.35	0.1	24	
Petits pois	0.03	0.26	3.8	0.01	0.38	0.06	31.9	
Colza	0.007	0.07	1.1	0.004	0.11	0.04	7.4	

doivent être considérés. Ces exports concernent environ 35% de la SAU.

5.2.2 Lessivage

À l'échelle de la Région wallonne, l'évaluation de la lame d'eau s'infiltrant dans le sol a déjà été automatisée dans les travaux de Bah et al. [2011]. Son calcul se base sur le système belge de monitoring de la croissance des cultures (B-CGMS). Ce travail peut directement être utilisé, dans notre cas, pour l'évaluation de la lame d'eau infiltrante. Dans ce même travail, la densité apparente et la teneur en eau du sol sont également estimées sur base des cartes CNSW, de la base de données Aardewerk et du DER (district de l'espace rurale). À nouveau, ce travail peut être utilisé pour cartographier nos variables d'intérêt sur toute la Région wallonne et les utiliser directement dans notre calcul du bilan des exports.

Jusqu'à présent, il n'existe pas de méthode unique pour déterminer la valeur des coefficients de partage sol/eau. En effet, le coefficient de partage dépend fortement des caractéristiques du milieu, en plus de l'ETM considéré. La variabilité des sols induit des équations d'estimation différentes dans la littérature. Cependant, au niveau de la Région wallonne, le GRER propose, pour chaque éléments traces un équation permettant de déduire la valeur du coefficient de partage sur base de plusieurs caractéristiques du sol (Tableau 42). Le R^2 , carré des erreurs, est compris entre 0.67 et 0.82. Par conséquent, les équations abordées ici représentent globalement bien la

réalité des sols agricoles wallons même si elles ne l'expliquent pas entièrement.

Table 42: Détermination de la valeur de K_D^* en fonction des ETMs. (Source : GRER - Annexe C.3.1)

ETM	Relation d'ajustement du K_D^*	R^2
Cd	$\text{Log } K_D^* = -0.590 + 0.407 \text{ pH}_{pw} + 0.324 \log A + 0.455 \log \text{MO}$	0.72
Cr	$\text{Log } K_D^* = 1.460 + 0.172 \text{ pH}_{pw} + 0.277 \log A + 0.418 \log \text{EC}$	0.67
Cu	$\text{Log } K_D^* = 0.145 + 0.178 \text{ pH}_{pw} + 0.651 \log \text{Fe}_o$	0.69
Ni	$\text{Log } K_D^* = 0.988 + 0.204 \text{ pH}_{pw} + 0.625 \log A$	0.75
Pb	$\text{Log } K_D^* = 1.291 + 0.356 \text{ pH}_{pw} + 0.485 \log A$	0.69
Zn	$\text{Log } K_D^* = -0.532 + 0.425 \text{ pH}_{pw} + 0.771 \log A$	0.82

La valeur du K_D s'obtient à partir de la valeur de K_D^* en utilisant l'Equation 24 :

$$K_D = K_D^* - \frac{\theta_v}{\rho_b}, \quad (24)$$

Le GRER n'ayant pas déterminé d'équation pour le mercure, nous utilisons les valeurs de K_D reprises dans la littérature. Celles-ci varient entre $1.26 \cdot 10^5$ et $5 \cdot 10^6$ L/kg [Cossa, 2004].

Pour donner un ordre de grandeur des quantités lessivées attendues en Région wallonne, nous nous sommes basé sur des données de la Région wallonne avec un bilan hydrique minimum et maximum annuel de 660 et 6650 m³/ha.an [Bah et al., 2011], et sur une large gamme de valeur pour la teneur en argile, le pH et la teneur en matières organiques. Pour le bilan hydrique, les données ont été multipliées par un facteur 10 pour passer d'une unité en mm/an à une unité en m³/ha.an. Dans ce cas, nous considérons une profondeur d'analyse de 30 cm, correspondant à la couche de labour.

Les valeurs maximales et minimales du K_D ont été déterminées pour chaque élément trace en utilisant les équations du GRER sur une large gamme de conditions du sol. Parmi les valeurs en sortie, les maxima et minima pour chaque élément trace ont été sélectionnés (Tableau 52). Les conditions du sol utilisées pour les calculs des K_D correspondent à des valeurs de pH de 4.9 à 6.1, des teneurs en matières organiques de 1 à 5% et des teneurs en argile de 11.7 à 36.7%. Par ailleurs, pour le cuivre et le chrome, il est également demandé de déterminer, respectivement, la teneur en fer extractible par NH₄-oxalate et la conductivité électrique de l'eau poreuse. Pour notre estimation, ces données ont été reprises directement des valeurs du GRER. Elles sont de 56.4 mmol/kg pour la teneur en fer et de 1028 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la conductivité électrique.

Table 43: Valeurs maximales (K_D max) et minimales (K_D min) de K_D^* (L/kg) pour chacun des ETMs pour une large gamme de conditions du sol.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
K_D min	85	$4.8 \cdot 10^5$	$2.7 \cdot 10^3$	$1.3 \cdot 10^5$	$2.1 \cdot 10^3$	$9.4 \cdot 10^3$	$1.5 \cdot 10^3$
K_D max	$3.7 \cdot 10^3$	$1.7 \cdot 10^6$	$4.7 \cdot 10^3$	$5.0 \cdot 10^6$	$1.9 \cdot 10^4$	$9.8 \cdot 10^4$	$4.0 \cdot 10^4$

L'estimation des quantités d'éléments traces lessivés nécessite également de connaître la teneur en eau du milieu, la densité apparente du sol et les teneurs en éléments traces dans le sol. Concernant la teneur en eau du milieu et la densité apparente du sol, nous nous sommes basés sur les valeurs données par le GRER qui sont respectivement de 0.22 (-) et de $1.45 \text{ (kg/dm}^3\text{)}$. D'autres valeurs ont été testées mais elles indiquent que ces paramètres ne sont pas déterminants dans les quantités d'ETM lessivées (Annexe IX). Pour les concentrations en éléments traces, par soucis de précaution, nous avons considéré les teneurs attendues maximales en Région wallonne données par le projet Capasol (Tableau 44). Notons que ces valeurs ne représentent pas les valeurs maximales réellement rencontrées en Région wallonne, mais elles donnent une indication maximale pour la majeure partie de la SAU en Région wallonne. Seules certaines zones peuvent présenter des valeurs supérieures aux valeurs prédites dans Capasol (ex. zones calaminaires). Cependant, ces zones ne présentent qu'une faible partie de la SAU (env. 7%) et l'utilisation des valeurs attendues maximale de Capasol dans le cadre de cette étude est considéré comme raisonnable. Les résultats des calculs sont repris au Tableau 44. Pour déterminer les valeurs minimales de lessivage, les valeurs minimales de K_D et de surplus de précipitation ont été utilisées. Pour les valeurs maximales de lessivage, ce sont les valeurs maximales de K_D et de surplus de précipitation qui ont été utilisés.

Les résultats montrent que l'export d'ETM via le lessivage est extrêmement faible vu qu'il est de l'ordre, respectivement pour une lame d'eau infiltrante minimale de $660 \text{ m}^3/\text{ha.an}$ et maximale de $6650 \text{ m}^3/\text{ha.an}$, de 4 à 10^7 et de 4 à 10^4 fois inférieur aux apports atmosphériques (background) (cfr Tableau 40). Deux exceptions sont à relever toutefois. La première concerne le nickel et le zinc pour lesquels, avec une lame d'eau maximale de $6650 \text{ m}^3/\text{ha.an}$, les exports via le lessivage sont supérieurs aux apports atmosphériques (background). Cependant, ces valeurs de lessivage restent de l'ordre de 10 fois inférieures aux apports via les matières exogènes uniquement. L'export pour ces deux éléments traces est donc négligeable. La deuxième exception concerne le cadmium. Pour cet élément, avec une lame d'eau maximale de $6650 \text{ m}^3/\text{ha.an}$, les exports via le lessivage sont largement supérieurs aux apports atmosphériques (background et valeur maximale) ainsi qu'aux apports avec l'ensemble des fertilisants. Cela est dû à la large gamme de valeur que peut prendre le K_D du cadmium, mais qui reste néanmoins faibles, menant à un lessivage

plus important du cadmium. Pour cet élément particulier, une analyse plus approfondie est effectuée dans la section suivante.

Mis-à-part le cadmium, vu les précédentes conclusions sur les apports en ETMs via les retombées atmosphériques, les exports d'ETMs via le lessivage peuvent également être négligés. Cela confirme les observations de Cambier et al. [2014] qui montrent que les éléments traces métalliques ont tendance à rester en surface, dans la couche de labour.

Cas particulier du cadmium

La valeur du coefficient de partage, K_D , pour le cadmium détermine fortement le fait que les exports par lessivage sont négligeable ou non. En effet, pour la gamme analysée de conditions du sol, nous avons une valeur minimale et maximale respectivement de 85.2 et $3.6 \cdot 10^6$ L/kg. Cela mène respectivement, pour une teneur en cadmium dans le sol de 8 ppm, à des quantités lessivées de $2.7 \cdot 10^{-4}$ à 5.1 g/ha.an. Par ailleurs, les quantités lessivées dépendent également des teneurs en cadmium dans le sol. Plus les teneurs sont élevées, plus les quantités lessivées seront importantes.

Afin de déterminer si les exports en cadmium par le lessivage sont négligeables en Région wallonne, il faut donc tenir compte à la fois des conditions du sol (pH, teneur en matières organiques et teneur en argile) déterminant la valeur du K_D , mais également des teneurs attendues en cadmium. Pour ce faire, nous avons croisé

Table 44: Valeurs lessivées minimales (Q_{min}) et maximales (Q_{max}) attendues pour chacun des ETMs (g/ha.an). Pour les valeurs minimales, le K_D et le surplus de précipitation minimaux ont été utilisés. Pour les valeurs maximales, le K_D et le surplus de précipitation maximaux ont été utilisés. Dans les deux cas, les teneurs attendues maximales en éléments traces dans le sol ($Teneur_{max}$) (ppm) ont été utilisées.

	$Teneur_{max}$	Q_{min}	Q_{max}
Cd	8	$2.7 \cdot 10^{-4}$	5.1
Cr	110	$1.8 \cdot 10^{-8}$	$2.2 \cdot 10^{-6}$
Cu	40	$8.3 \cdot 10^{-4}$	0.02
Hg	0.8	$1.4 \cdot 10^{-11}$	$2.3 \cdot 10^{-7}$
Ni	110	$1.3 \cdot 10^{-4}$	0.12
Pb	160	$7.6 \cdot 10^{-6}$	0.008
Zn	570	$1.6 \cdot 10^{-4}$	1.2

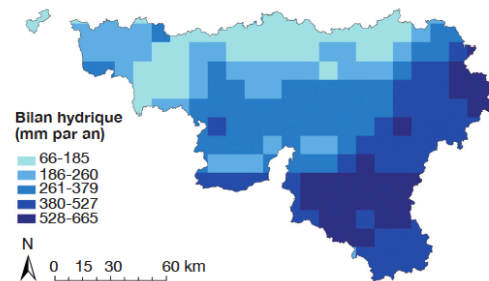


Figure 39: Bilan hydrique moyen annuel sur 20 ans (1988-2008) par maille de 10 km x 10 km de la base de données météorologiques B-CGMS pour la Wallonie (Belgique méridionale) (Source : Bah et al. [2011]).

différentes informations disponibles pour la Région wallonne : le bilan hydrique moyen annuel sur une période de 20 ans (entre 1988 et 2008) de Bah et al. [2011] (Figure 39), la teneur en argile de la carte CNSW, les pH et teneurs en matières organiques moyennes données par Requasud. La détermination des teneurs en argile sur base des classes texturales de la CNSW s'est faite selon les critères du Tableau 3 développés dans la convention de Valmo I. En ce qui concerne les valeurs du bilan hydrique, étant donné que chaque pixel est catégorisé par une valeur minimale et maximale, nous effectuons les calculs sur ces deux valeurs. Cela nous donne au final une estimation du flux lessivé de cadmium respectivement minimal et maximal pour la Région wallonne.

Etant donné que les valeurs de pH et de teneur en matières organiques diffèrent entre les prairies et cultures d'une même région, nous avons fait l'exercice de manière séparée pour ces deux catégories. Les résultats de K_D pour les cultures, d'une part, et pour les prairies, d'autre part, sont repris à la Figure 40.

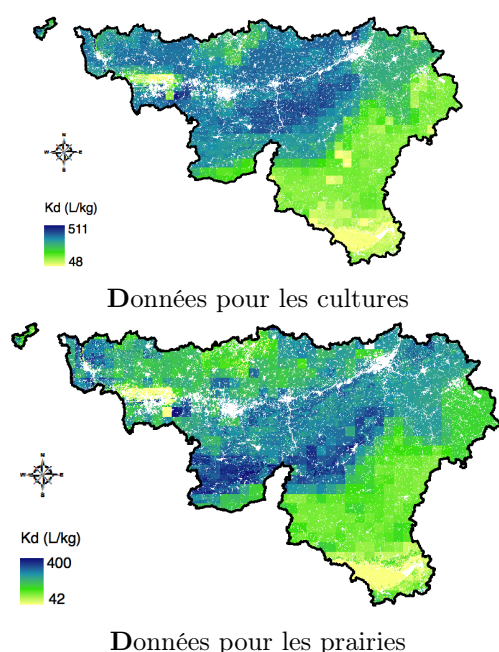


Figure 40: Evaluation du coefficient de partition, K_D pour le cadmium (L/kg) sur base des équations du GRER et des données en Région wallonne pour les cultures (a) et les prairies (b).

Sur base du bilan hydrique et des valeurs de K_D pour le cadmium, nous remarquons que les zones possédant un grand surplus de précipitation annuel (Province de Luxembourg et l'Est de la Province de Liège) possède de valeurs de K_D relativement faibles, tandis que les zones à faible surplus de précipitation annuel (Provinces du Brabant wallon et du Hainaut) possèdent un K_D plus élevé. Nous pouvons donc nous attendre à ce que les quantités de cadmium lessivées soient plus élevées au Sud de la Région wallonne car cette région possède deux facteurs défavorables. Malgré ce constat, les résultats montrent les quantités lessivées de cadmium restent faibles sur l'ensemble de la Région wallonne (Figure 41). Cela est dû au fait que, dans les zones plus à

risque (Sud de la Région wallonne), les teneurs attendues en cadmium sont faibles (< 1.5 ppm). Par conséquent, même avec une grande valeur de K_D , la teneur en cadmium dans la solution porale reste faible.

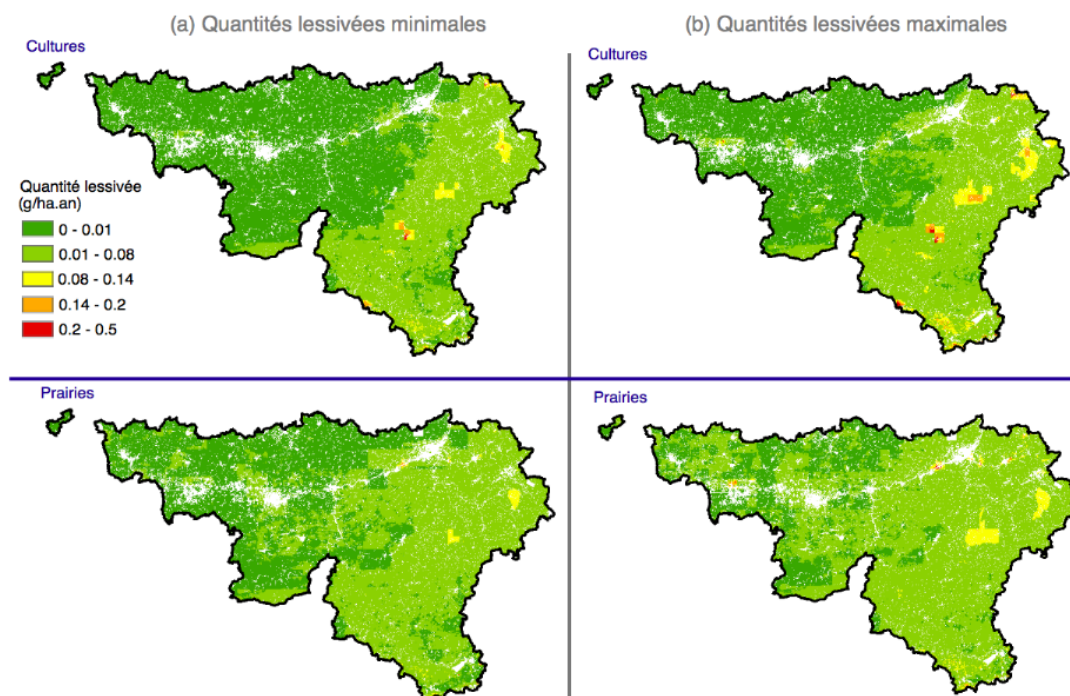


Figure 41: Evaluation des quantités minimales (a) et maximales lessivées en cadmium (g/ha.an) pour les cultures (haut) et les prairies (bas) sur base, respectivement, du flux d'eau minimal et maximal en Région wallonne

Pour la majeure partie du territoire, les quantités de cadmium lessivées sont comprises entre 0 à 0.08 g/ha.an (classes vertes claires et foncées). Ce dernier chiffre correspond aux apports médians en cadmium via l'irrigation (cfr Tableau 39 - P50). Seulement une faible proportion possède des quantités de cadmium lessivées comprises entre 0.08 et 0.2 g/ha.an (classes jaunes et oranges) ce qui reste inférieur aux apports en cadmium via les matières exogènes uniquement. Dans le cas des cultures, certaines zones dépassent la valeur de 0.2 g/ha.an, mais leurs valeurs sont systématiquement inférieures à 0.5 g/ha.an. Dans ces zones, les exports par lessivage sont donc au minimum 4 fois plus faible que les apports via les fertilisants au complet (2 g/ha.an).

Par ailleurs, le calcul des quantités de cadmium lessivées se base sur la division des teneurs pseudo-totales attendue en cadmium dans le sol par le K_D pour obtenir la teneur en cadmium en solution. Or, nous devrions utiliser les teneurs en cadmium adsorbées sur les particules de sol et non les teneurs pseudo-totales. En effet, l'équilibre entre les concentrations du sol et de la solution porale se fait uniquement avec les éléments adsorbés. Les éléments compris dans la structure des particules du sol n'interviennent pas dans cet équilibre et peuvent être considérés comme inertes. En considérant les teneurs pseudo-totales en cadmium nous négligeons cet

aspect et nous sur-évaluons donc les quantités lessivées.

Pour tenir compte de cet aspect, nous avons regardé de manière spécifique ce qu'il se passait dans les zones problématiques (jaune à rouge). Les résultats montrent que les quantités lessivées de cadmium dans ces zones ne dépassent pas 0.12 g/ha.an, sauf pour environ 0.4% de SAU qui montent jusqu'à 0.5 g/ha.an. Les classes oranges et rouges sur les cartes précédentes deviennent jaunes. Cela signifie que pour l'ensemble de la Région wallonne, mis-à-part les 0.4% de SAU, les exports par lessivage sont systématiquement inférieurs aux apports via les matières exogènes uniquement. Pour plus de détails sur les calculs, se référer à l'Annexe X.

Vu les précédentes conclusions sur les apports en ETMs via l'irrigation, les exports de cadmium via le lessivage peuvent également être négligés. Cela confirme les observations de Bisson and Houeix [2014] qui observent que, bien que la cadmium soit relativement mobile dans le sol, il a tendance à rester dans les horizons supérieurs de ce dernier.

5.2.3 Erosion

Outre la complexité de définir les exports en éléments traces via l'érosion dû au fait que certaines parcelles agricoles vont perdre des éléments traces tandis que d'autres vont en gagner, il faut pouvoir distinguer le type d'érosion auquel on a affaire (diffus ou en ravine). Si nous considérons que le pourcentage que prend l'érosion diffuse dans l'érosion hydrique est le même que celui dans le rendements en sédiments, seulement 50 à 65% des rendements en sédiments proviennent de l'érosion diffuse. Cela signifie que sur les 0.8 à 1 t/ha.an de rendements en sédiments, nous pouvons considérer que seulement 0.4 à 0.7 t/ha.an contribuent à l'export des éléments traces sur les parcelles agricoles. En réalité, les rendements en sédiments proviennent principalement de l'érosion en ravine (note personnelle : A. Degré [2015]) et ce chiffre devrait donc être revu à la baisse. Malheureusement, l'état actuel des connaissances ne permet pas de quantifier la part du rendement en sédiment attribuable à l'érosion diffuse. Par ailleurs, le rendement en sédiment est une approximation des pertes de terre sur l'ensemble d'un bassin versant. Il est donc malaisé d'évaluer la quantité de terre qui est réellement perdu par parcelles agricoles.

Considérons donc un taux d'érosion de 0.5 t/ha.an (moyenne du rendement en sédiments des ravines) ainsi que une plus large gamme de valeurs d'érosion diffuse existantes en Région wallonne (5 t/ha.an à 20 t/ha.an) pour évaluer les quantités d'éléments traces exportés par érosion. De manière générale, pour une teneur en éléments traces du sol moyenne en Région wallonne, les quantités d'éléments traces exportés par érosion sont soit supérieures aux apports via les matières exogènes uniquement (taux d'érosion de 0.5 t/ha.an), soit carrément supérieures aux apports en éléments traces via l'ensemble des fertilisants (taux d'érosion supérieurs ou égaux

à 5 t/ha.an) (Annexe XI). Ce constat montre que les quantités exportées en éléments traces ne sont pas négligeables, même pour des quantités de terre érodée faibles (ex. 0.5 t/ha.an). Cependant, en effectuant le calcul, nous négligeons les redépôts qui se produisent lors du processus d'érosion (notes personnelles : C. Biielders et A. Degré [2015]). Par ailleurs, toutes les parcelles ne sont pas sujettes au même taux d'érosion. Cela dépend de leur topographie, des conditions climatiques dans lesquelles elles se trouvent et des couvertures végétales et moyens anti-érosions mis en place.

Vu le manque de données en Région wallonne, il est difficile de prédire des taux d'érosion précis et valider les modèles à une échelle plus fine. Cependant, il pourrait être envisagé de se baser sur la méthodologie développée dans le projet GISER, basée sur les équations R-USLE et M-USLE, qui donne une première approximation des quantités de terre érodées en Région wallonne (note personnelle : C. Biielders [2015] et GISER [2015]). Ces données seraient croisées avec les cartes de teneurs attendues dans le sol pour obtenir les quantités d'éléments traces exportées.

Actuellement aucune méthode n'existe en Région wallonne pour déterminer les redépôts de terre (note personnelles de C. Biielders et A. Degré [2015]). Les exports d'éléments traces par érosion sont donc sur-estimés. Dans le cas d'une analyse de risque, il vaut mieux négliger les exports en éléments traces, quitte à sur-estimer l'accumulation des éléments traces dans le sol. Par ailleurs, des campagnes de mesures sur le terrain devraient permettre de conclure si l'érosion joue ou non un rôle significatif dans le bilan des éléments traces. Dès lors, vu l'état actuel des connaissances, nous ne pouvons pas affirmer que l'érosion joue un rôle négligeable dans les exports des éléments traces métalliques. Vu les outils actuels existants et vu la complexité des processus d'érosion et de redépôt, il n'est non plus possible de quantifier les exports en éléments traces par érosion pour la Région wallonne. En se basant sur le principe de précaution, nous pouvons négliger, dans un premier temps, les exports en éléments traces suite aux processus d'érosion. Dans le futur, une collaboration avec l'ELI ou l'ULg pourrait être envisagée. De fait, des recherches pour l'estimation des redépôts de terre seront lancées prochainement (note personnelle : C. Biielders [2015]).

5.3 Conclusion

Le bilan des éléments traces métalliques se fait en comparant les exports aux apports en éléments traces. Les apports principalement considérés sont les engrais minéraux et produits phytosanitaires, les amendements calciques et magnésiens, les matières exogènes (boues, compost), les déjections animales, les résidus de culture, l'eau d'irrigation et les retombées atmosphériques. Les principaux exports se font via le lessivage, l'érosion des terres et la récolte des cultures.

Une première évaluation des quantités apportées ou exportées sur les terres agricoles en Région wallonne a été effectuée. En ce qui concerne les apports, celle-ci montre que seuls les fertilisants (engrais minéraux, de ferme et matières exogènes) et les produits phytosanitaires doivent être considérés. Les autres apports sont négligeables par rapport aux apports précédemment cités et par rapport aux teneurs attendues actuelles dans les sols wallons. Notons, toutefois, que dans la région de Mons, il est conseillé de surveiller les apports via les retombées atmosphériques pour le cadmium et le nickel. Pour les exports, seuls les exports via l'érosion des terres doit être considéré. Malheureusement, il n'existe pas actuellement de méthodes précises permettant de déterminer les quantités exportées par érosion. Plusieurs recherches doivent être menées dans ce domaine pour déterminer une méthode efficace. En se positionnant du côté de la précaution dans une analyse du risque, il vaut mieux négliger les exports plutôt que les surestimer. En attendant d'avoir une méthode efficace pour l'estimation des exports en éléments traces par érosion, il est donc préférable de négliger ces exports. Notons que les exports en zinc via les cultures n'est pas négligeables et sont plus ou moins égaux aux apports via les matières exogènes. Il pourrait donc être envisagé de l'intégrer dans le bilan des éléments traces. Cependant, relevons le fait que les ordres de grandeur des apports et exports considérés ici sont nettement inférieures aux valeurs limites annuelles pouvant être apportées sur les terres déterminées par la Directive européenne 86/278/CEE (Tableau 45). Par ailleurs, notons que les ordres de grandeurs sont des valeurs indicatives. Il manque actuellement des données de terrain permettant de vérifier si il y a accumulation d'éléments traces sur les parcelles agricoles wallonnes. Le réseau de surveillance développé dans le chapitre précédent pourrait servir également de réseau pour évaluer le bilan des éléments traces dans le sol et valider la méthodologie décrite ci-dessus.

Finalement, relevons le fait que les chiffres obtenus ci-dessus sont variables dans le temps. De fait, l'utilisation des intrants changent dans le temps en fonction de l'affinité des agriculteurs pour les produits, du coût des produits, etc. Le type de cultures implémenté en Région wallonne et les quantités récoltées sont également fluctuants dans le temps. Le bilan se base donc sur l'hypothèse que l'utilisation des intrants et les cultures en place restent constantes dans le temps. Il est important de prévoir des modifications régulières des calculs d'apports dans le temps pour tenir

compte de changements d'utilisation de ces derniers.

Table 45: Valeurs limites pour les quantités annuelles pouvant être apportées aux sols, sur base d'une moyenne de 10 ans (g/(ha.an)). La valeur du chrome (*) n'a pas été fixée par la directive, mais a été proposée par Barnat (2001) (Source : Projet Ultimo (2013))

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Flux maximum	150	3000 (*)	12000	100	3000	15000	3000

Conclusion

L'indice de vulnérabilité ayant été proposé dans la précédente convention n'ayant pas été validé par les experts du milieu, nous avons dû déterminer une nouvelle méthode pour détecter les zones les plus vulnérables. Cette recherche de méthode a mené à déterminer des limites inférieures et supérieures qui pourraient être utilisées, après validation, à la place des valeurs proposées par le GRER. Ces nouvelles valeurs se basent sur une analyse approfondie des hypothèses sous-jacentes des modèles des logiciels S-RISK et Risc-Human (utilisé par le GRER) afin de tenir compte des conditions rencontrées en Région wallonne. L'analyse d'hypothèse a permis de mettre en évidence, entre autres, le fait que les valeurs proposées par les deux logiciels varient plus en fonction de paramètres propres au régime alimentaires (quantité de bétail consommée quotidiennement) et démographiques (masse pondérale moyenne) que des caractéristiques du sol (teneur en argile, Ph et taux de MO).

Les limites inférieures et supérieures obtenues via S-RISK, ainsi que l'indice de mobilité développé dans la précédente convention, ont permis de mettre en évidence les zones les plus vulnérables en Région wallonne. Le réseau de surveillance des sols doit s'établir dans ces zones. Sur base de la revue bibliographique, d'autres paramètres déterminant le réseau de surveillance ont été déterminés. La profondeur de prélèvement doit être de 0 à 20 cm dans les cultures et 0 à 10 cm dans les prairies. Les parcelles analysées doivent être le plus homogène possible. Dans le cas contraire une division en partie plus homogène doit être envisagée. La période de retour est de 5 à 7 ans à raison de 10 prélèvements de plantes par an. Les prélèvements doivent se faire si possible dans des parcelles agricoles à risque différentes, et sinon au sein de plusieurs mêmes parcelles pour obtenir un nombre d'observation total égal à 10. Un seul échantillon composite, composé de 10 prélèvements, de sol est prélevé par parcelle agricole.

Les coûts du réseau de surveillance varient fortement en fonction des choix politiques effectués (ex. priorité dans les observations, budget disponible) et en fonction du nombre de parcelles disponibles dans la zone à risque. Différents scénarii ont été proposés. Pour un total de 35 observations, le système d'observation coûterait annuellement entre 1.900 à 50.000 €. Par ailleurs, plusieurs recommandations ont été avancées pour l'analyse des résultats et les actions à entreprendre en fonction des résultats d'analyse.

Finalement, une méthodologie pour évaluer le bilan des éléments traces sur les parcelles agricoles en Région wallonne a été proposée. Elle se base sur la revue bibliographique et sur certains chiffres disponibles pour les sols agricoles wallons. Les apports à considérer sont les fertilisants (engrais minéraux, de ferme et les apports exogènes). Pour ceux-ci, la méthodologie utilisée dans le projet Contasol peut

être directement utilisée. L'utilisation des produits produits sanitaires doit également être introduite dans le calcul des apports en éléments traces. Cependant, cette dernière ne concerne que les apports en cuivre et en zinc. Pour les exports en éléments traces, seul le processus d'érosion doit être considéré. Cependant, actuellement, il n'existe pas de méthode précise pour déterminer ces exports. Il est donc conseillé, par principe de précaution, de ne pas considérer ces exports dans un premier temps.

Délivrables produits dans le cadre de la convention VALMO II

D1. Comité d'experts responsables du réseau de surveillance

Afin d'assurer la pérennité et l'orientation du réseau de surveillance dans le temps ainsi que la validation et l'utilisation des résultats, un comité d'expert est proposé. Il concerne des experts impliqués par les différentes voies de contamination analysées dans le GRER (éco-toxicologie, santé humaine et animale, contamination des nappes). A ceux-ci s'ajoutent les représentants de la direction du sol ayant suivi le présent projet et des responsables du réseau Requasud.

- Pour le réseau de surveillance à proprement parler

Jacques Defoux (DPS)
Pascal Petit (DPS)
Esther Goidts (DPS)
Viviane Planchon (CRA-W - D3)
Philippe Sonnet (UCL)
Gilles Colinet (ULg - Gbx)
Erik Smolders (KUL)
Jean-Pierre Destain (CRA-W)
Richard Lambert (Centre de Michamps)

- Pour le bilan d'éléments traces métalliques

Charles Bielders (UCL) : Processus d'érosion
Aurore Degré (ULg - Liège) : Processus d'érosion
Claude Bragard (Comité Régional Phyto) : Produits phytosanitaires (Cu et Zn)
Pierre Luxen (Agra-Ost) : Matières organiques exogènes
Thierry Hosay (ISSEP) : Analyse de l'air
Marnik Vanclooster (UCL) : Lessivage de polluants
Vincent Lebrun (Direction des eaux souterraines) : Contamination des nappes

D2. Implémentation de l'indice de mobilité dans un Model Builder

Pour la détermination des parcelles d'étude à introduire dans le réseau d'observation nous nous basons sur les teneurs attendues dans les sols agricoles en Région wallonne ainsi que sur l'indice de mobilité (Facteur M) qui a été développé dans la première convention VALMO. ce dernier choix s'est fait car l'indice de mobilité donne une idée générale assez bonne des zones où la mobilité sera la plus grande sans pour autant devoir utiliser une quantification particulière. Elle sera utilisée à titre indicatif pour discriminer des zones à faible mobilité attendue de zones à plus grande mobilité en ETM. Dans les parties ci-dessous, nous précisons d'où sont tirées les données utiles à notre analyse et comment elles sont ensuite intégrées dans un Model Builder pour obtenir l'indice de mobilité. Les résultats de l'indice de mobilité seront présentés plus loin lors de la détermination des parcelles d'étude (cfr III)

Acquisition des données

Les données suivantes ont été utilisées dans le cadre de ce rapport :

- Convention CAPASOL : Teneurs attendues en ETMs dans les sols agricoles wallons
- REQUASUD : cartes de pH et %Corg attendu dans les sols agricoles wallons (les données de prairies sont distinctes des données de cultures)
- CNSW : carte des classes texturales pour déterminer les teneurs en argiles des sols agricoles wallons
- Cadastre des parcelles agricoles en Région wallonne

Développement du Model Builder

Les données de classes texturales, de carbone organique et de pH vont être insérées dans le Model Builder afin de déterminer l'indice de mobilité dans chaque parcelle agricole. La manière de procéder est la même pour les prairies et les cultures si ce n'est que nous utilisons les données de pH et C_{org} propres aux cultures ou aux prairies selon le cas analysé.

En ce qui concerne le fonctionnement de l'outil (Figures 42 à 51), les boîtes bleues foncées correspondent aux valeurs d'entrée (ex. données de pH de Requasud, classes texturales de la CNSW). Ce sont ces boîtes qui doivent être modifiées pour définir le chemin d'accès aux entrées. Les boîtes jaunes sont les outils prédéfinis dans le Model Builder. Les paramètres liés aux outils sont repris dans les boîtes

bleu claires. Ils peuvent donc être aisément modifiables sans toucher aux outils eux-mêmes. Les sorties des calculs effectués par les boîtes à outils sont représentés par des boîtes vertes qui peuvent servir ensuite directement d'entrée pour d'autres outils.

Dans un premier temps, les données de pH et C_{org} ont été enregistrées dans la table d'attributs du cadastre des parcelles agricoles (Figure 42). Cette étape a été faite manuellement et est préalable au Model Builder. La valeur qui est encodée dans chaque parcelle agricole correspond à la moyenne des valeurs tombant dans la parcelle agricole. Deux shapefiles sont ainsi obtenues : pH_cultures.shp et pH_prairies.shp correspondant respectivement au pH et C_{org} des cultures et des prairies.

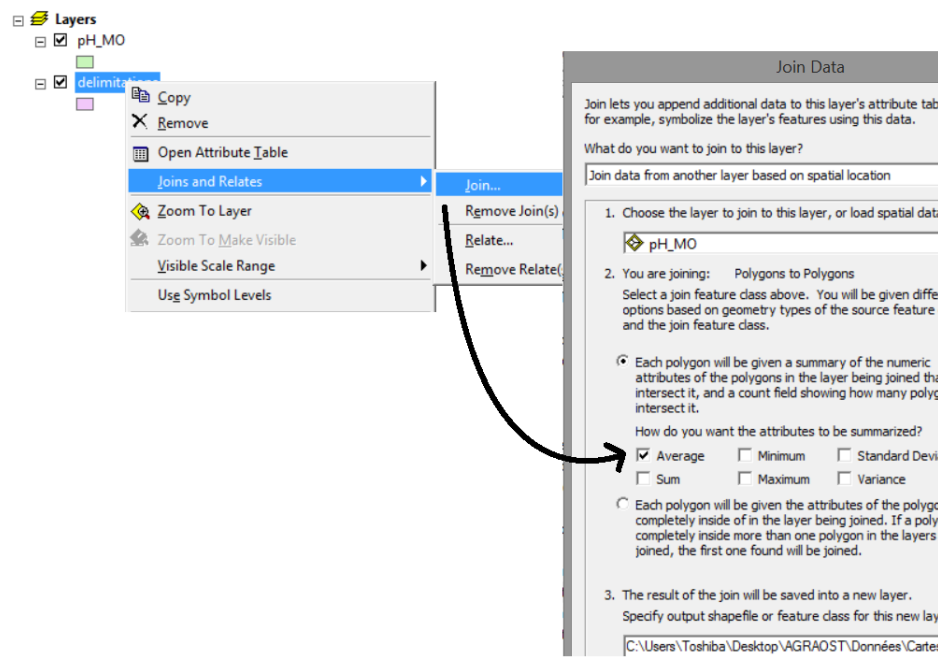


Figure 42: Encodage manuel des valeurs de pH et MO dans le cadastre agricole.

Afin de faciliter le traitement des données sur tous les ETMs en une fois mais en créant des cartes différentes par ETM, le shapefile contenant les valeurs de pH et C_{org} sont ensuite copiés avec une extension "_nom de l'ETM" (Figure 43). Chacune de ces copies sera traitées de manière indépendante pour l'ensemble des actions décrites ci-dessous. Pour ce faire, dans l'onglet *Iteration* dans les *Propriétés du Modèle*, nous sélectionnons l'option *Get the iteration count from this variable* et nous choisissons la variable sur laquelle doit se faire les itérations, à savoir chaque ETM (dénommé *name* dans le Model Builder) (Figure 44). Par simplicité, nous employons dans la suite des explication le terme *Shapefile pH et C_{org}* pour désigner les shapefiles qui viennent d'être créés par ETM.

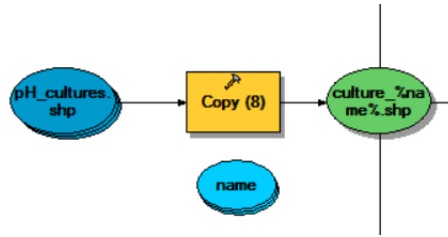


Figure 43: Copie du shapefile pour chaque ETM

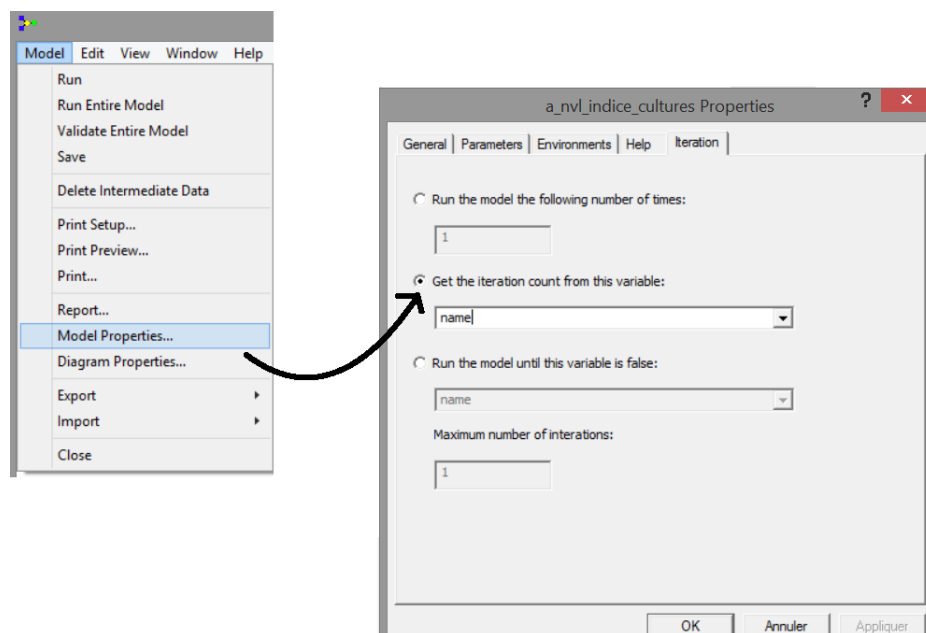


Figure 44: Créer une itération du modèle pour l'ensemble des ETMs

Plusieurs champs vont être ajoutés au *Shapefile pH et C_{org}*, nommés : pH_KCl, MO, factA, factCa, factT et indice (via l'outil Ajout Champs) (Figure 45). Les champs pH_KCl et MO servent à copier les données reprises dans les champs relatifs aux moyennes respectivement de pH et de MO dans les parcelles agricoles (via les outils copie du pH et copie de la MO).

Cette étape facilite par la suite l'usage des différents champs si les champs d'entrées sont modifiées. En effet, en fixant un nom commun de champs (dans l'exemple : pH_KCl (Figure 46)) , ce nom peut être ensuite utilisé comme référence dans tous les calculs qui s'en suivent. Cela permet de ne pas aller devoir modifier, dans chaque outil de calcul, le nom du champs d'entrée si celui est modifié, mais uniquement dans cette partie-ci du Model Builder en remplaçant le nom du champs

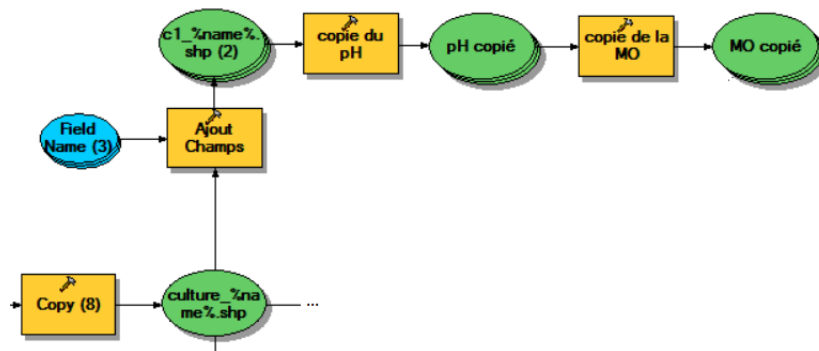


Figure 45: Ajout de champs au shapefile.

dans *Expression* (dans l'exemple : Avg_MO_PH) par le nouveau nom d'entrée.

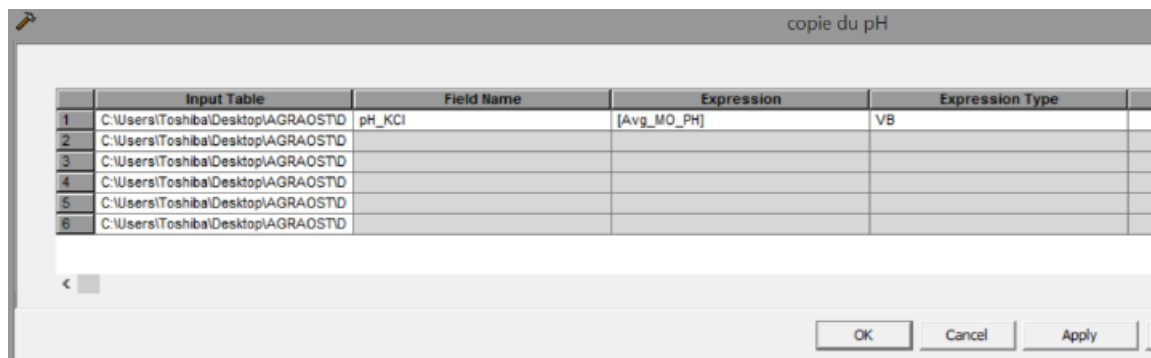


Figure 46: Localisation du changement de nom des champs dans le Model Builder si les entrées du modèle sont différentes.

Le *Shapefile pH* et *C_{org}* va ensuite servir de base pour créer des couches sur lesquelles s'effectueront trois opérations différentes (via l'outil Make Feature Layer) (Figure 47).

La première opération consiste à calculer le facteur A et Ca (Figure 48). Ils se basent sur les équations décrivant l'évolution de la mobilité des ETMs selon le pH ou la teneur en carbone organique développées dans le rapport VALMO I (via les outils calcul facteur A et calcul facteur Ca). Ces équations sont notées dans la partie nommée *Code Block*. Pour le pH, comme les équations changent en fonction de l'ETM considéré, le *Code Block* est considéré comme une série de valeurs (défini dans "Propriétés de la variable" (Figure 49)).

La deuxième opération sert à calculer le facteur T (Figure 50). Pour ce faire, le shapefile lié à la texture est copié en plusieurs couches (via l'outil Make Feature Layer). Pour chacune des couches, une classe texturale différente va être sélectionnée

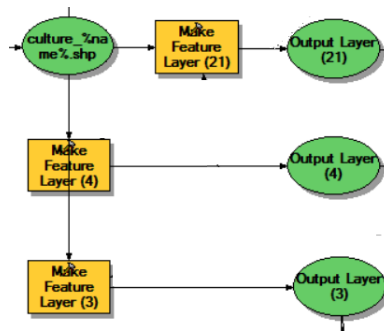


Figure 47: *Make Feature Layer*.

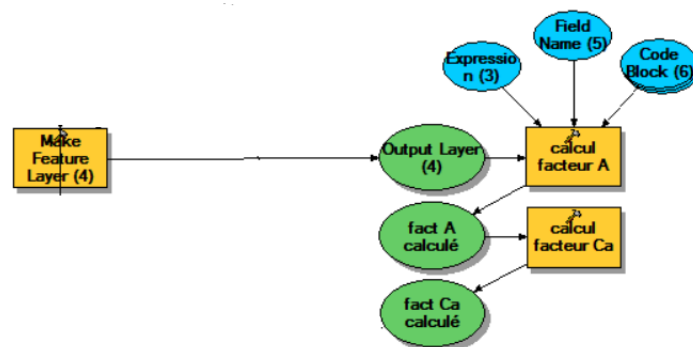


Figure 48: Opérations sur le premier *Make Feature Layer*.

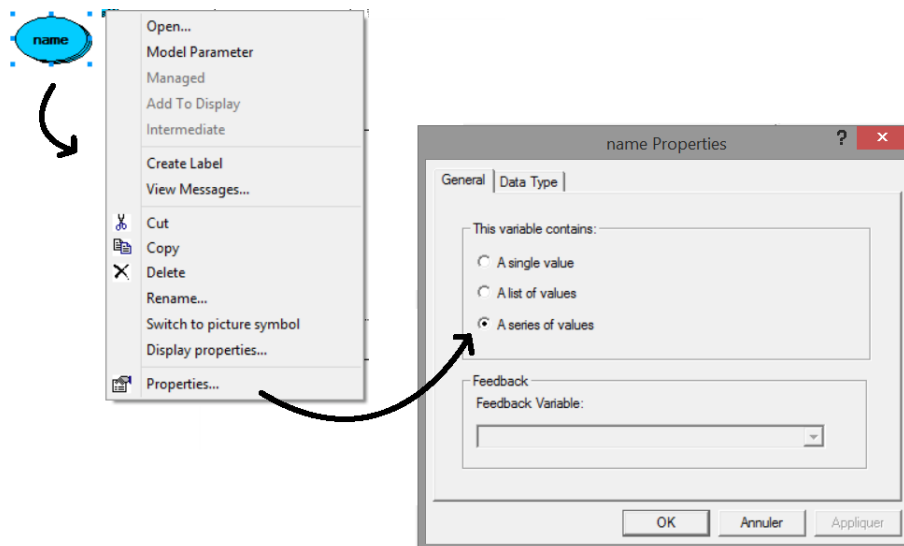


Figure 49: Propriété de la variable : série de valeurs. Exemple pour la variable *name*

(via l'outil Select Layer By Attribute). Le choix des classes texturales se fait via les variables du Model Builder *exp1* à *exp17*. Pour chaque parcelles agricoles tombant dans la classe texturale sélectionnée (sélection via l'outil Select Layer By Location), le facteur T est calculé selon les modalités décrites dans Valmo I (via l'outil calcul facteur T) (cfr valeur du facteur T en fonction des classes de la carte CNSW). La valeur du facteur T, associée à une classe texturale sélectionnée préalablement, est modifiable dans les variables du Model Builder *T1* à *T17*.

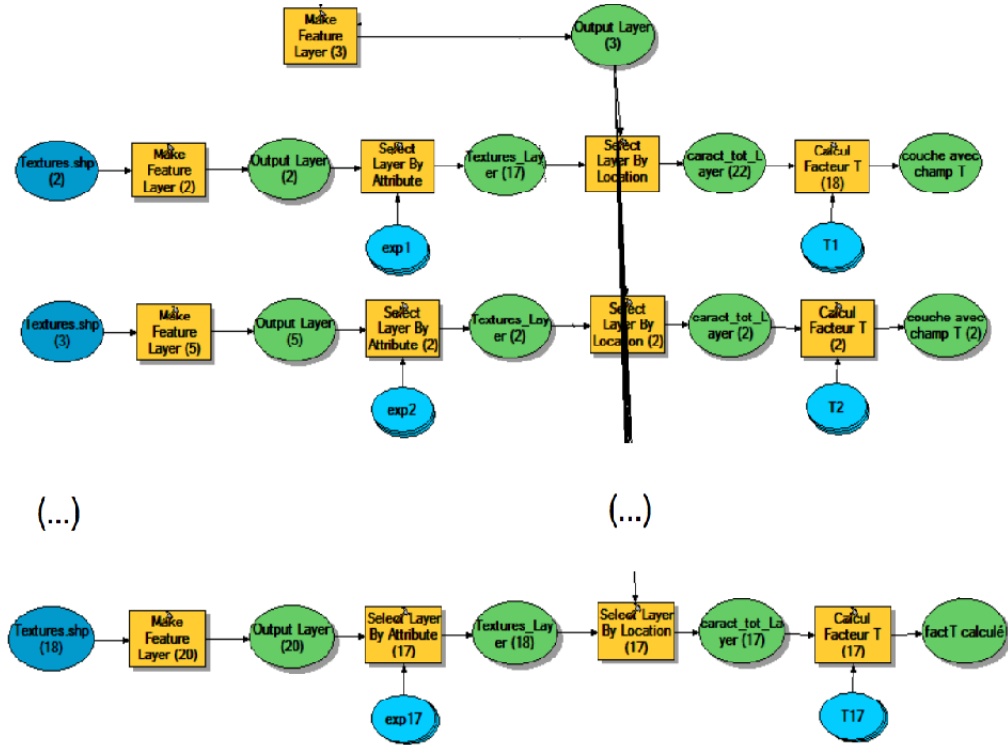


Figure 50: Opérations sur le deuxième *Make Feature Layer*.

L'indice de mobilité est finalement obtenu en pondérant les facteurs T, A et Ca (via l'outil calcul indice) (Figure 51). La pondération se fait de manière différente en fonction des ETMs et est reprise dans la liste de valeurs dénommée *Expression* dans le Model Builder. Elle est identique à celle proposée par Valmo I si ce n'est que le facteur drainage n'a pas été introduit dans l'indice de mobilité développé ici. Il a été simplement supprimé de l'équation et le facteur de pondération a été ajusté pour tenir compte de ce retrait. La valeur finale de l'indice de mobilité varie donc de 0 à 6.

Afin de permettre la suite des opérations dans l'ordre désiré, des pré-conditions ont été établies pour les *Make Feature*. Ces derniers ne sont réalisés seulement après qu'une opération particulière ait été achevée. Ainsi le calcul des facteurs A et Ca n'est effectué qu'après que les différents champs aient été ajoutés au shapefile, la

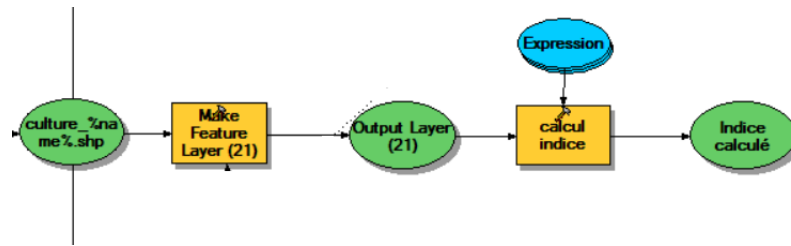


Figure 51: Opérations sur le troisième *Make Feature Layer*.

calcul du facteur T se fait seulement lorsque les deux facteurs précédents ont été calculés, et finalement l'indice de mobilité sera évalué.

D3. Certitude sur les mesures des teneurs dans les plantes

Un fichier Excel est mis à disposition pour déterminer le degré de certitude qu'on a sur le dépassement de normes alimentaires pour une région à risque donné compte tenu des observations sur le terrain. Les entrées demandées (cases vertes) sont le nombre total d'échantillons analysés pour une région à risque donné, le nombre d'échantillons pour lesquels la norme alimentaire est dépassée et le taux de dépassement de norme toléré dans les parcelles agricoles wallonnes. La sortie du fichier est le degré de certitude sur ce taux de dépassement. Une explication plus détaillée de la méthodologie est reprise dans le document.

Bibliography

- Arshad, M. and Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 88(153-160).
- Awiti, A., Walsh, M., Shepherd, K., and Kinyamario, J. (2008). Soil condition classification using infrared spectroscopy: a proposition for assessment of soil condition along a tropical forest-cropland chronosequence. *Geoderma*, 143.
- Back, E. (2001). *Sampling strategies and data worth analysis for contaminated land*. Swedish Geotechnical Institute, 581 93 Linköping, Sweden.
- Bade, R., Oh, S., and W.S., S. (2012). Diffusive gradients in thin films (dgt) for the prediction of bioavailability of heavy metals in contaminated soils to earthworm (*eisenia foetida*) and oral bioavailable concentrations. *Science of the Total Environment*, 416:127–136.
- Bah, B., Vanclooster, M., Oger, R., Bock, L., and Colinet, G. (2011). Valorisation de la carte numérique des sols de wallonie et d’une base de données disponible en analyse de sols, dans le cadre de l’évaluation du risque de pollution des eaux souterraines par les pesticides. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15.
- Barančíková, G., Madams, M., and Rybàr, O. (2004). Crop contamination by selected trace elements. *Journal of Soils and Sediments*, 4(1):37–42.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., and García, C. (2008). Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 159:159–171.
- Baveye, P. and Laba, M. (2015). Visible and near-infrared reflectance spectroscopy is of limited practical use to monitor soil contamination by heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 285.
- Bellenfant, G., Dabin, C., Daniau, C., Denys, S., Dor, F., Floch-Barneaud, A., Mathieu, A., Mosqueron, L., Nedellec, V., and Zeghnoun, A. (2012). Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants : état des connaissances et propositions. Technical report, INERIS.

- Belon, E., Boisson, M., Jardin, A.-S., Gaultier, G., Devernay, L., Cabal, A., and Ballester, R. (2007). Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine - bilan qualitatif de la contamination par les éléments traces métalliques et les composés traces organiques et application quantitative pour les éléments traces métalliques. Rapport final, ADEME.
- Bigorre, F., Tessier, D., and Pedro, G. (2009). Contribution des argiles et des matières organiques à la rétention de l'eau dans les sols. signification et rôle fondamental de la capacité d'échange en cations. *Earth and Planetary Science*, 330(4):245–250.
- Bisson, M., Bureau, J., Houeix, N., Jolibois, B., Gay, G., Lefevre, J., and Tack, K. (2012). *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Manganèse et ses dérivés*. INERIS.
- Bisson, M. and Houeix, N. (2014). *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Cadmium et ses dérivés*. INERIS.
- Blaize, D. (1997). *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Quae.
- Blockx, C., Everbecq, E., Grard, A., and Bourouag, T. (2011). Rapport final de la subvention 2010-2011, annexe : Actualisation du sder. Technical report, ULg.
- Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer, M., Scheib, C., Flight, D., and Voulvoulis, N. (2010). Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. *Environmental International*, 36(6):609–622.
- Boshoff, M., De Jonge, M., Scheifler, R., and Bervoet, L. (2014). Predicting as, cd, cu, pb and zn levels in grasses (agrostis sp. and poa sp.) and stinging nettle (urtica dioica) applying soil-plant transfer models. *Science of the Total Environment*, 493:862–871.
- Boudreault, J., Dubé, J., Sona, M., and Hardy, E. (2012). Analysis of procedures for sampling contaminated soil using gy's sampling theory and practice. *Science of the Total Environment*, 425:199–207.
- Boyko, T., Scholger, R., and Stanjek, H. (2004). Topsoil magnetic susceptibility mapping as a tool for pollution monitoring: repeatability of in situ measurements. *Journal of Applied Geophysics*, 55.
- Brahy, V., Huart, M., and T'Serstevens, J. (2011). Tableau de bord de l'environnement wallon 2010. Technical report, SPW-DGARNE.
- Bunzl, K., Trautmannsheimer, M., Schramel, P., and Reifenhäuser, W. (2001). Availability of arsenic, copper, lead, thallium, and zinc to various vegetables grown in slag-contaminated soils. *Journal of Environmental Quality*, 30(3).

- Calisi, A., Zaccarelli, N., Lionetto, M., and Schettino, T. (2013). Integrated biomarker analysis in the earthworm *lumbricus terrestris* : Application to the monitoring of soil heavy metal pollution. *Chemosphere*, 90.
- Calzoni, G., Antognoni, F., Pari, E., Fonti, P., Gnes, A., and Speranza, A. (2007). Active biomonitoring of heavy metal pollution using *rosa rugosa* plants. *Environmental Pollution*, 149:239–245.
- Cambier, P., Pot, V., Mercier, V., Michaud, A., Benoit, P., A., R., and Houot, S. (2014). Impact of long-term organic residue recycling in agriculture on soil solution composition and trace metal leaching in soils. *Science of the Total Environment*.
- Cambier, P., Schwartz, C., and Van Oort, F. (2009). *Contamination métalliques des agrosystèmes et des écosystèmes périindustriels*. Quae.
- centre d'expertise et analyse environnementale Québec (2010). Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales.
- Chandra, P. and Kulshreshtha, K. (2004). Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. *Botanical Review*, 70:313–327.
- Cluzeau, D., Guernion, M., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Villenave, C., Cortet, J., Ruiz-Camacho, N., Pernin, C., Mateille, T., Philippot, L., Bellido, A., Rougé, L., D., A., Bispo, A., and Pérès, G. (2012). Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*, 49.
- Cluzeau, D., Pérès, G., Guernion, M., Chaussod, R., Cortet, J., Fargette, M., Martin-Laurent, F., Mateille, T., Pernin, C., Ponge, J.-F., Ruiz-Camacho, N., Villenave, C., Rougé, L., Mercier, V., Bellido, A., Cannavacciuolo, M., Piron, D., Arrouays, D., Boulonne, L., Jolivet, C., Lavelle, P., Velasquez, E., Plantard, O., Walter, C., Foucaud-Lemercier, B., Tico, S., Giteau, J.-L., and Bispo, A. (2009). Intégration de la biodiversité des sols dans les réseaux de surveillance de la qualité des sols : Exemple du programme-pilote à l'échelle régionale, le rmqs biodiv. *Etudes et Gestion des Sols*, 16:187–201.
- Cobb, G., Sands, K., Waters, M., Wixson, B., and Dorward-King, E. (19). Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 3(600-607).
- Colinet, G. (2003). *Eléments traces métalliques dans les sols. Contribution à l'étude de leur déterminisme spatial en Région limoneuse belge*. PhD thesis, FUSAGx.
- Cossa, D. (2004). 11 - la dynamique du mercure.

- Dagnelie, P. (2012). Principes d'expérimentation : Planification des expériences et analyse de leurs résultats. Technical report, ASBL Les Presses Agronomiques de Gembloux.
- Depledge, M., Amaral-Mendes, J., Daniel, B., Halbrook, R., Kloepper-Sams, P., Moore, M., and Peakall, D. (1993). *Biomarkers – Research and Application in the Assessment of Environmental Health*, chapter The conceptual basis of the biomarker approach. Springer.
- DGARNE (2010). L'agriculture wallonne en chiffres. Technical report, DGARNE.
- Dijkshoorn, W., Lampe, J., and Broekhoven, L. (1981). Influence of soil pH on heavy metals in ryegrass from sludge-amended soil. *Plant and Soil*, 61(1-2):277–284.
- Doll, E. (1964). Lime for michigan soils. Michigan Agriculture Experimental Station Bulletin.
- Dubois, A. (2012). *Les prélèvements d'eau en France en 2009 et leurs évolutions depuis 10 ans*. Commissariat Général au Développement Durable.
- Duncan, H., Flowers, T., Pulford, I., and Wilson, W. (1995). *Analytical procedures for the analysis of heavy metals in contaminated soils*. Kluwer Academic Publishers.
- EPPO (1989). *Evaluation biologique des produits phytosanitaires, mise en place et analyse des essais d'évaluation biologique*. EPPO.
- FAO (1983). *Guide pratique pour la technologie des semences de maïs*. FAO.
- Fortunati, G. and Pasturelli, M. S. S. (1994). Quality in soil sampling. *Quimica Analitica*, 13.
- Gelsomino, A., Badalucco, L., Ambrosoli, R., Crecchio, C., Puglisi, E., and Meli, S. (2006). Changes in chemicals and biological soil properties as induced by anthropogenic disturbance: a case study of an agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. *Soil Biology and Biochemistry*, 38.
- Gilbert, R. (1987). *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Gillijns, K., Govers, G., Poesen, J., Mathijs, E., and Biëlders, C. (2005). *Erosion des sols en Belgique, état de la question*. Institut royal pour la gestion durable des ressources naturelles et la promotion des technologies propres.
- Graitson, E. (2005). Inventaire et caractérisation des sites calaminaires en région wallonne. *Natura Mosana*, 58.

- Harmsen, J. (2007). Measuring bioavailability: from a scientific approach to standard methods. *Journal of Environmental Quality*, 36.
- Hiltbrunner, J. and Anders, M. (2011). Resultate der offiziellen sortenprüfung, winterdinkel, 2010. Technical report, Agroscope.
- INRA (2011). *Chantier 2 : Du prélèvement à l'analyse, vers une approche multi-contaminants*. INRA, ARVALIS.
- Karlen, D., Mausbach, M., Doran, J., Kline, R., Harris, R., and Schuman, G. (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America*, 61.
- Keller, A., von Steiger, B. van der Zee, S., and Schulin, R. (2001). A stochastic empirical model for regional heavy-metal balances in agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 30.
- King, D. and Montanarella, L. (2002). Inventaire et surveillance des sols en europe. *Etudes et Gestion des Sols*, 9.
- Knasmüller, S., Gottmann, E., Steinkellner, H., Fomin, A., Pickl, C., Paschke, A., God, R., and Kundi, M. (1998). Detection of genotoxic effects of heavy metal contaminated soil with plant bioassays. *Mutation Research*, 420:37–48.
- Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J., and Ramade, F. (2000). *Use of Biomarkers for Environmental Quality Assessment*. C.R.C Press.
- Lavelle, P. and Spain, A. (2001). *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers.
- Liénard, A., Bock, L., and 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. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15.
- Lu, A., Zhang, S., and Shan, X. (2005). Time effect on the fractionation of heavy metals in soils. *Geoderma*, 125.
- Mailänder, R. and Hämmann, M. (2005). Sols pollués - evaluation de la menace et mesures de protection. Berne.
- Matthews, D., Moran, B., McCabe, P., and Otte, M. (2004). Zinc tolerance, uptake, accumulation and distribution in plants and protoplasts of five european populations of the wetland grass *glyceria fluitans*. *Aquatic Botanny*, 80:39–52.
- McBride, M. (2003). Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*, 8(1):5–19.

- Monod, H., David, O., Gouet, J., Philippeau, G., Piraux, F., and Schott, J. (2001). Alpha-plans, carrés semi-latin et autres plans en répliques. comment les utiliser. Technical report, INRA.
- Moolenaar, S., Van Der Zee, S., and Lexmond, T. (1997). Indicators of the sustainability of heavy-metal management in agro-ecosystems. *The Science of the Total Environment*, 201:155–169.
- Morvan, X., N.P.A. Saby, N., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R., Verheijen, F., Bellamy, P., Stephens, M., and Kibblewhite, M. (2008). Soil monitoring in europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. *Science of the Total Environment*, 391.
- Morvan, X., Richer de Forges, ., Arrouays, D., Le Bas, C., Saby, N., Jones, R., Verheijen, F., Bellamy, P., Kibblewhite, M., Stephens, M., Freudenschuss, A., Strauss, P., Spiegel, H., Verdoodt, A., Goidts, E., Colinet, G., Sishkov, T., Kolev, N., Penizek, V., Kobza, J., Balström, T., Penu, P., Köster, T., Jolivet, C., Baritz, R., Kosmas, C., Berényi Üveges, J., Becher, G., Renaud, J., Arnoldussen, A., Pavlenda, P., Neville, P., Michopoulos, P., Herzberger, E., Simoncic, P., Fay, D., Buivydaite, V., Karklins, A., Kobza, J., Camilleri, S., Sammut, S., Higgins, A., Jordan, C., Rutgers, M., Niedzwiecki, J., Stuczynski, T., Goncalves, M., Dias Mano, R., Simota, C., Lilly, A., Hudson, G., Olsson, M., Lilja, H., Simo Josa, I., Zupan, M., and Sleutel, S. (2007). Une analyse des stratégies d’échantillonnage des réseaux de surveillance de la qualité des sols en europe. *Etudes et Gestion des Sols*, 14:317–325.
- Mulcahy, D. (1981). Pollen tetrads in the detection of environmental mutagenesis. *Environmental Health Perspectives*, 37.
- Nahmani, J. and Rossi, J.-P. (2003). Les macroinvertébrés du sol en tant qu’indicateurs de pollution du sol par les métaux lourds. *Comptes Rendus Biologies*, 326:259–303.
- Nortcliff, S. (2002). Standardisation of soil quality attributes. *Agriculturen Ecosystems and Environment*, 88:161–168.
- Nowack, B., Koehler, S., and Schulin, R. (2004). Use of diffusive gradients in thin films (dgt) in undisturbed field soils. *Environmental Sciences Technologies*, 38(4).
- OFEFP (2003). Prélèvement et préparation d’échantillons de sols pour l’analyse de substances polluantes.
- Parkin, T. (1993). Spatial variability of microbial processes in soil. *Journal of Environmental Quality*, 22:409–417.

- Pérès, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L., and Cluzeau, D. (2011). Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. an example from the national bioindicator programme (france). *Pedobiologia*, 54.
- Rodriguez-Castellanos, L. and Sanchez-Hernandez, J. (2007). Earthworm biomarkers of pesticide contamination: current status and perspectives. *Journal of Pesticide Sciences*, 32(4):360–371.
- Rossier, N., von Niederhäusern, A., and Bongard, L. (2012). Réseau fribourgeois d’observation des sols fribo. Technical report, Groupe de coordination pour la protection des sols Groupe de coordination pour la protection des sols Institut agricole de l’Etat de Fribourg.
- Saby, N. and Arrouays, D. (2004). Simulation of the use of a soil-monitoring network to verify carbon sequestration in soils: Will changes in organic carbon stocks be detectable? *Soil Science and Plant Analysis*, 35.
- Sanchez-Hernandez, J. (2006). Earthworms biomarkers in ecological risk assessment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 118:85–126.
- Sastre, J., Vidal, M., Rauret, G., and Sauras, T. (2001). A soil sampling strategy for mapping trace element concentrations in a test area. *The Science of the Total Environment*, 264:141–152.
- Shepherd, K. and Walsh, M. (2002). Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties. *Soil Science Society of America*, 66.
- Skelly, J. (2003). Native plants as bioindicators of air pollutants: contributed papers to a symposium held in conjunction with the 34th air pollution workshop. *Environmental Pollution*, 125.
- Smolders, E., Janson, G., and Ruttens, E. (2006). Teemtadvies voor de landbouw in kader van het interreg project benekempen. Technical report, OVAM.
- Sojka, R. and Upchurch, D. (1999). Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America*, 63.
- Sonnet, P., Vandeuren, A., and Pereira, B. (2004). Capasol iii : Suivi et aide à l’administration concernant la mise en application de l’outil de prédiction et de gestion de la capacité des sols à accepter l’épandage d’amendements organiques conforme à la réglementation (outil capasol), et du décret sols.
- Steffen, M. (2014). Évaluation des risques et bénéfices attendus liés à la valorisation de matières organiques exogènes sur et dans les sols. Technical report, Agra-Ost.

- Suthar, S., Singh, S., and Dhawan, S. (2008). Earthworms as bioindicator of metals (zn, fe, mn, cu, pb and cd) in soils: Is metal bioaccumulation affected by their ecological category? *Ecological Engineering*, 32:99–107.
- Teng, Y., Wu, J., Lu, S., Wang, Y., Jiao, X., and Song, L. (2014). Soil and soil environmental quality monitoring in china: A review. *Environmental International*, 69:177–199.
- Theocharopoulos, S., Wagner, G., Sprengart, J., Mohr, M.-E., Desaulles, A., Muntau, H., Christou, M., and Quevauviller, P. (2001). European soil sampling guidelines for soil pollution studies. *The Science of the Total Environment*, 264:51–62.
- Tripathy, S., Bhattacharyya, P., Mohapatra, R., Som, A., and Chowdhury, D. (2014). Influence of different fractions of heavy metals on microbial ecophysiological indicators and enzyme activities in century old municipal solid waste amended soil. *Ecological Engineering*, 70:25–34.
- Tyler, G. and Olsson, T. (2001). Plant uptake of major and minor mineral elements as influenced by soil acidity and liming. *Plant and Soil*, 230(2):307–321.
- van Duijvenbooden, W. (1998). Soil monitoring systems and their suitability for predicting delayed effects of diffuse pollutants. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 67:189–196.
- Wagner, G., Mohr, M.-E., Sprengart, J., Desaulles, J., Theocharopoulos, S., Muntau, H., Rehnert, A., Lischer, P., and Ph., Q. (2000). Comparative evaluation of european methods for sampling and sample preparation of soils. BCR information series. Office for publications of the European Communities, Luxembourg.
- Wang, X. and Gong, Z. (1998). Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical china. *Geoderma*, 81.
- Winder, J. (2003). Soil quality monitoring programs : a literature review. Alberta, Canada.
- Youn-Joo, A., Shin, W., and Woo-Mi, L. (2013). The collembola lobella sokamensis juvenile as a new soil quality indicator of heavy metal pollution. *Ecological Indicators*, 27:56–60.
- Yuangeng, Y., C.D. Campbell, C., Clark, L., Cameron, C., and Paterson, E. (2006). Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils. *Chemosphere*, 63.

Notes personnelles [2015] :

Biielders, Ch. : Professeur à l'UCL, ELIE. *Email : charles.biielders@uclouvain.be*

Cambier, Ph. : Directeur de recherche INRA, Unité mixte de recherche ECOSYS, Pôle Science du sol. *Email : pcambier@grignon.inra.fr*

Degré, A. : Professeur à l'ULg, Liège. *Email : aurore.degre@ulg.ac.be*

Draye, X. : Professeur à l'UCL, ELIA. *Email : xavier.draye@uclouvain.be*

Goovaerts, P. : Professeur associé à University of Florida, Chef scientifique de BioMedware. *Email : Pierre.Goovaerts@biomedware.com*

Lebrun, V. : DGARNE, Département de l'Environnement et de l'Eau, Direction des Eaux souterraines. *Email : vincent.lebrun@spw.wallonie.be*

Annexes

Annexe I : Participants à la journée d'étude

Table 46: Participants à la journée de validation de l'indice de vulnérabilité développé dans la convention VALMO I.

Nom	Organisation	E-mail
Bourgeois Audrey	DGO3-DSD-DPS	audrey.bourgeois@spw.wallonie.be
Defoux Jacques	DGO3-DSD-DPS	jacques.defoux@spw.wallonie.be
Goidts Esther	DGO3-DSD-DPS	esther.goidts@spw.wallonie.be
Petit Pascal	DGO3-DSD-DPS	pascal.jean.petit@spw.wallonie.be
Warin Arnaud	DGO3-DSD-DPS	arnaud.warin@spw.wallonie.be
Mayer François	DGO3-DEE	francois.mayer@spw.wallonie.be
Luxen Pierre	AGRA-OST	agraost@skynet.be
Sonnet Philippe	UCL	philippe.sonnet@uclouvain.be
Vandeuren Aubry	UCL	aubry.vandeuren@uclouvain.be
Cugnon Thibaut	UCL-RQS	thibaut.cugnon@uclouvain.be
Lambert Richard	Centre de Michamps	richard.lambert@uclouvain.be
Smolders Erik	KUL	Erik.Smolders@ees.kuleuven.be
Hick Christian	FWA	christian.hick@fwa.be
Renneson Malorie	GxABT-ULg	Malorie.Renneson@ulg.ac.be
Ducat Nathalie	CRA-W-D3-UIO	n.ducat@cra.wallonie.be
Cambier Philippe	INRA (France)	philippe.cambier@grignon.inra.fr

Annexe II : Estimation du fond géogénique en Région wallonne

L'évaluation du fond géogénique, teneurs en ETMs considérées comme inertes, se fait sur base des données du projet Pollusol. Les teneurs en éléments traces mesurées dans la couche de labour sont constituées d'une part des teneurs liées au fond géogénique, et d'autre part des teneurs liées aux apports en éléments traces via d'autres sources (ex. dépositions atmosphériques, apport d'engrais). Dans notre étude, nous supposons que les teneurs en éléments traces liées au fond géogéniques sont égales à toute profondeur du sol. Ainsi, les teneurs liées au fond géogénique dans la couche de labour sont égales à celles mesurées dans les couches plus profondes (supérieures à 30 cm). Par ailleurs, nous supposons que les teneurs en éléments traces à des profondeurs supérieures à 30 cm proviennent uniquement du fond géogénique. Dès lors, pour déterminer le fond géogénique imputable aux teneurs en éléments traces retrouvées dans la couche de labour, il nous suffit de considérer uniquement les données Pollusol issues des profondeurs supérieures à 30 cm. Plusieurs statistiques ont été effectuées sur ces données (moyenne, médiane, percentile) et sont reprises dans le Tableau 47.

Table 47: Comparaison du fond géogénique utilisé par le GRER avec les statistiques effectuées sur les teneurs géogéniques du projet Pollusol.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Fond géogénique du GRER	0.58	49.2	20.2	0.2	34.5	105.3	119.7
Moyenne (Pollusol)	0.15	35.7	14.4	0.02	28.2	19.3	72.5
Médiane (Pollusol)	0	35	12.8	0	23.3	10.8	50.4
Percentile 5% (Pollusol)	0	11.0	1.6	0	3.4	4.1	16.3
Percentile 10% (Pollusol)	0	13.8	3.9	0	7.8	6.5	23.3
Percentile 90% (Pollusol)	0.15	51.8	25.3	0.07	55.1	27.6	98.5
Percentile 95% (Pollusol)	0.29	62.2	30.7	0.1	64.3	37.2	131.3

Vu les résultats du Tableau 47, il existe bien une teneur géogénique, associée à des concentrations inertes, en Région wallonne et cette teneur peut donc être ajoutée aux valeurs seuils et d'intervention de la même manière que le GRER l'effectue.

Cependant, notons que ces valeurs sont largement inférieures à celles utilisées par le GRER.

Annexe III : Recommandation d'échantillonnage pour les terres agricoles polluées.

Table 48: Recommandations d'échantillonnage pour les terres agricoles polluées selon les cas rencontrés (Source : OFEFP [2003])

(a) Pollution de la couche supérieure du sol

	Délimitation horizontale	Extension horizontale	Distribution des polluants	Voies de migration des polluants
Caractéristiques de la pollution	délimité	petites surfaces 100 - 10 000 m ²	- régulière - faible hétérogénéité	Apport direct d'une source principale, respectivement d'un seul pollueur
Dispositifs de prélèvements : répartition des points de prélèvement			Type d'échantillons et constitution d'échantillons composés	
Echantillonnage recommandé	- 1 éch. composé pour toute la surface - 1 éch. composé pour des surfaces de référence - répartition stratifiée (pour des surfaces étendues ou accueillant divers utilisateurs)		- 1 éch. représentatif de la surface totale pour l'ensemble (répartition systématique, aléatoire, stratifiée ou diagonale) - 1 éch. représentatif pour chaque surface de référence (répartition aléatoire, stratifiée ou diagonale)	

(b) Pollution du sous-sol avec délimitation verticale

	Délimitation verticale	Extension verticale	Distribution des polluants	Voies de migration des polluants
Caractéristiques de la pollution	délimité	seulement couche supérieure du sol	dépendant de la profondeur	Apport direct ou apport atmosphérique en surface seulement
	Dispositifs de prélèvements : répartition des points de prélèvement		Type d'échantillons et constitution d'échantillons composés	
Echantillonnage recommandé	Pas d'étude du sous-sol nécessaire.			

(c) Pollution du sous-sol - Migration naturelle des polluants en profondeur

	Délimitation verticale	Extension verticale	Distribution des polluants	Voies de migration des polluants
Caractéristiques de la pollution	non délimité	couches supérieure et inférieure du sol	suivant la structure du sol	atteinte secondaire par suite du transport des polluants dans la couche inférieure du sol
Dispositifs de prélèvements : répartition des points de prélèvement			Type d'échantillons et constitution d'échantillons composés	
Echantillonnage recommandé	Choix des placettes représentatives en tenant compte des hypothèses faites au sujet de la pollution et de l'étude de son extension horizontale		Echantillons en fosse par horizon	

Annexe IV : Valeurs critiques et normales en ETMs dans les plantes selon la législation ou des ordonnance pour l'alimentation.

Via le modèle S-RISK, il est possible d'obtenir les concentrations critiques du sol à ne pas dépasser en fonction des plantes agricoles (Tableau 49). Ces données sont particulièrement utiles afin de déterminer quelles plantes sont les plus susceptibles d'absorber les éléments traces métalliques et donc pour lesquelles il faut établir un réseau de surveillance.

Néanmoins, ces données ne sont disponibles que pour le cadmium, le mercure et le plomb car le modèle S-RISK se base sur la législation existantes pour déterminer les concentrations autorisées dans les cultures. Pour les autres éléments traces (chrome, nickel et zinc), nous nous référons aux données de la convention Valmo I (cfr Figure 8 représentant facteur Culture) pour déterminer les espèces les plus sensibles au prélèvement. Faute de législation pour ces éléments, nous nous basons sur les teneurs en éléments traces habituellement rencontrées dans les cultures pour déterminer le seuil à partir duquel les aliments peuvent être considérés comme contaminés (Tableau 50).

Table 49: Concentrations maximales autorisées dans les légumes et concentrations correspondantes dans les sols. (Source : Résultats du modèle S-RISK). Les cellules vides correspondent à une absence de données. Les cellules grisées correspondent aux concentrations critiques dans le sol qui sont inférieures aux concentrations maximales retrouvées en Région wallonne.

	Valeur d'intervention pour les végétaux (mg/kg _{fw})			Valeur critique dans le sol (ppm)		
	Cd	Hg	Pb	Cd	Hg	Pb
Plantes fourragères						
Herbe	1	0.04	12		0.95	770
Maïs	1	0.028	0.2		0.93	20.8
Grandes cultures						
Pomme de terre	0.1	0.004	0.1		46	85000
Blé	0.2	0.03	0.2			
Autres céréales (<i>ex. avoine, orge</i>)	0.1	0.01-0.03	0.2			
Chicorée	0.05		0.3	2.6		1300
Pois	0.05		0.2	8.5		360
Fruits et légumes						
Carotte	0.1		0.1	1.86		83
Autres légumes racines (<i>ex. radis</i>)	0.1		0.1	15.6		170
Bulbes (<i>ex. oignons</i>)	0.05		0.1	1.5		180
Poireaux	0.1		0.1	0.25		150
Tomates	0.05		0.1	22.3		640
Concombre	0.05		0.1	19.6		780
Choux	0.05		0.3	27.5		1100
Choux fleur/brocolis	0.05		0.3	9.1		1200
Laitue	0.2		0.3	3.6		390
Endive	0.2		0.3	1.6		490
Epinard	0.2		0.3	1.8		380
Céleris	0.1		0.3	0.27		140
Haricot	0.05		0.2	5.6		290

Table 50: Concentrations habituelles rencontrées dans les légumes et sensibilité des plantes au prélèvement des ETMs (de 0 (peu sensible) à 2 (très sensible)). (Source : Mailänder and Hämman [2005]). Les cellules vides correspondent à une absence de données.

	Niveau de sensibilité des légumes			Valeur normales dans les légumes		
	Cr	Ni ⁽⁻⁾	Zn	Cr	Ni	Zn
Plantes fourragères						
Herbe		1-2	1			
Maïs						
Grandes cultures						
Pomme de terre		1	1	0.07	0.09	7
Blé		0	1	0.39	0.7	52
Autres céréales		0	1	0.13-0.39	0.2-0.7	17-52
Pois		1	1			
(<i>ex. avoine, orge</i>)						
Fruits et légumes						
Carotte		1	1	0.05	0.09	7
Autres légumes racines			0	0.02	0.03	3
(<i>ex. radis</i>)						
Bulbes		1	1	0.05	0.08	7
(<i>ex. oignons</i>)						
Poireaux		1	2	0.02	0.03	2
Tomates		1	2	0.01	0.02	2
Choux		1	1	0.02	0.04	3
Choux fleur/brocolis		1	2	0.02	0.04	3
Laitue		2	1	0.02	0.04	3
Epinard				0.04		
Céleri				0.05	0.08	7
Haricot		2	2	0.02	0.03	2

Peu de données satisfaisantes via le BCF
et faible propension à être prélevé

Annexe V : Détermination des parcelles du système d'observation sur base des zones calaminaires.

Les zones calaminaires sont des zones ayant un passé industriel fort résultant en des concentrations non négligeables en éléments traces (principalement plomb et zinc) dans les sols alentours. Ces teneurs élevées résultent principalement de l'exploitation des mines et des scories d'usines produisant le métal (sites secondaires) ou des retombées de particules métalliques par les cheminées industrielles (sites tertiaires) [Liénard et al., 2011]. Elles sont retrouvées dans plusieurs grandes régions : le bassin de la Gueule, la bassin de la Vesdre et de la Basse Ourthe, la vallée de la Meuse et la région de Bastogne (Longvilly). Au total, quarante sites ont été répertoriés pour un total de 360 hectares environ [Graitson, 2005] (Figure 52).

La méthodologie utilisée pour déterminer les parcelles d'étude dans les zones calaminaires est la même que celle décrite par Liénard et al. [2011]. Pour rappel, cette dernière consiste à créer des zones tampons de 3 kilomètres autour des anciennes cheminées industrielles. Dans ces zones tampon, une distinction est faite entre les différents types de sol de la carte CNSW et entre les différentes occupations des sols (prairies, cultures, forêts). Ces données sont ensuite croisées pour obtenir des entités "sol-occupation". Afin de tenir compte de la direction des vents, les zones tampon sont divisées en quatre quadrants. Les entités qui sont retenues pour l'évaluation finale sont celles tombant dans chacun des quatre quadrants d'une zone calaminaire donnée. Un exemple appliqué de la méthodologie est repris à la Figure 53.

Dans notre cas, nous avons également effectué des zones tampon autour des zones calaminaires référencées par Graitson [2005]. Nous n'avons pas tenu compte de la position exacte des cheminées industrielles, mais les zones tampon délimitées sur base de Graitson [2005] sont identiques aux zones délimitées par Liénard et al. [2011] (Figure 54). La connaissance précise de la localisation des cheminées n'est pas nécessaire dans ce cas.

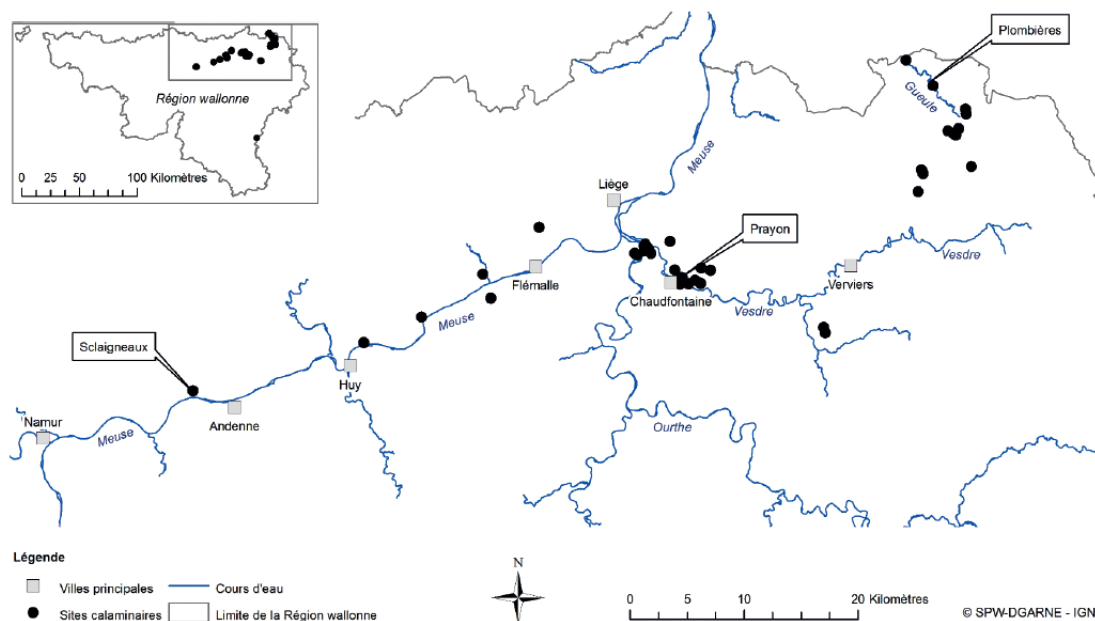


Figure 52: Répartition des sites calaminaires en Région wallonne (Source : Liénard et al. [2011]).

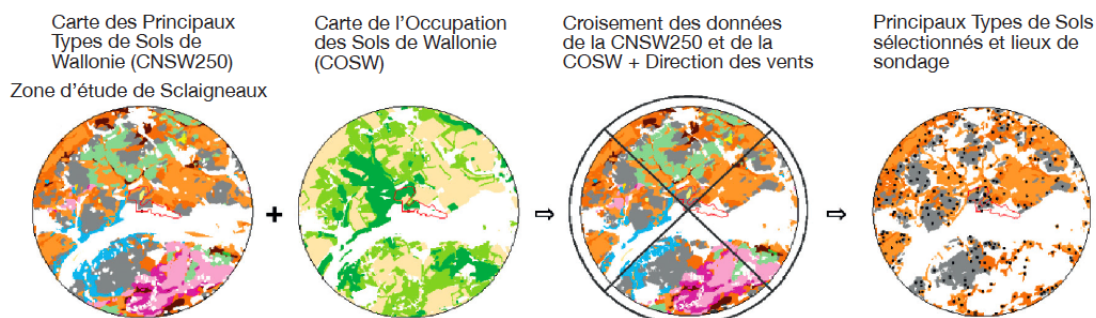


Figure 53: Description de la méthodologie utilisée pour définir les plans d'échantillonnage en zones calaminaires (Source : Liénard et al. [2011]).

En ce qui concerne la distinction pour l'occupation des sols, elle a déjà été effectué précédemment dans notre système d'observation en séparant le système d'observation pour les prairies et les cultures.

La prise en compte des différentes classes texturales n'a pas été effectuée clairement dans notre analyse car nous voulons nous assurer que les teneurs en éléments traces du sol sont telles qu'elles n'induisent pas de problèmes environnementaux et nutritionnels, peu importe le type de sol considéré. Comme mentionné dans le processus de sélection du sol, il est préférable de prendre une large gamme de parcelles agricoles différentes sur les zones d'analyse qui sont, par contre, en leur sein, homogènes. Par ailleurs, notons qu'une légère distinction de sol a été effectuée puisque

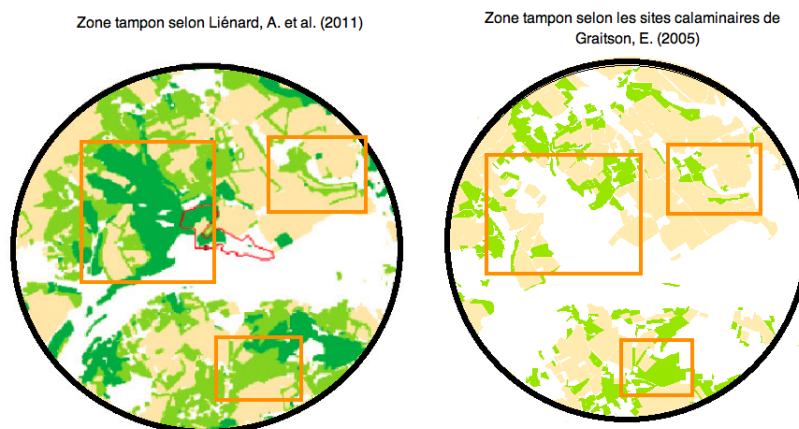


Figure 54: Comparaison de la zone tampon de Liénard et al. [2011]) (gauche) et de la zone tampon donnée via les localisations de Graitson [2005] (droite) pour le site de Sclaigneaux. En vert foncé les forêts (non considérées dans la zone tampon via Graitson [2005]), en vert clair les prairies et en beige les cultures. En noir la délimitation de la zone tampon, en orange des points de repère pour la comparaison des deux zones.

nous nous basons sur la mobilité attendue des éléments traces au sein du sol pour permettre notre sélection des parcelles à analyser. Cet indice de mobilité se base, en partie, sur la teneur en argile du sol.

Finalement, il convient de tenir compte de la direction des vents. Etant donné que le nombre de parcelles d'analyse est déjà fort réduit, rajouter des contraintes supplémentaires peut réduire d'avantage ce nombre, d'autant plus que les autorisations de prélèvement sur ces parcelles n'ont pas encore été obtenus. Dans le cas où le nombre de parcelles suggéré pour le système d'observation est grand et que les autres contraintes de sélection (ex. autorisation de prélèvement par l'agriculteur) sont faibles, il convient de sélectionner des parcelles réparties dans les quatre quadrants (Figure 53) avec une préférence pour la zone N-E car les vents dominants en Région wallonne sont orientés du S-O au N-E.

Pour la sélection des zones calaminaires dans notre étude, nous nous basons sur les zones pour lesquelles la mobilité attendue des éléments traces est la plus élevée. Cela correspond à la vallée de la Meuse (Figure 55). Si il est, pour une quelconque raison, impossible d'instaurer le système d'observation dans les zones sélectionnées dans le cadre de cette étude, il peut être envisagé de se tourner vers les autres zones calaminaires pour l'installation du système d'observation.

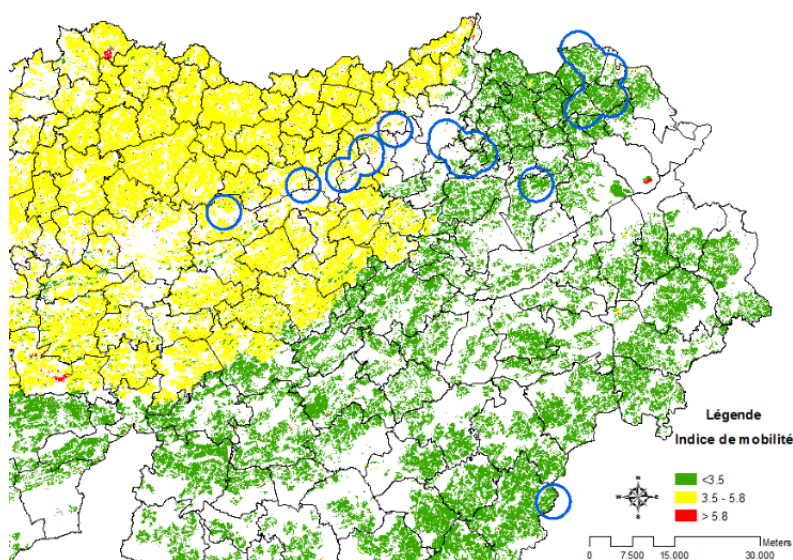


Figure 55: Comparaison des zones calaminaires (zones tampon de 3 km délimitées en bleu) avec l'indice mobilité (de vert à rouge, respectivement de faible à élevé) en Région wallonne. Cas du cadmium.

Annexe VI : Mobilité et teneurs attendues des ETMs pour les sols agricoles wallons.

Cadmium

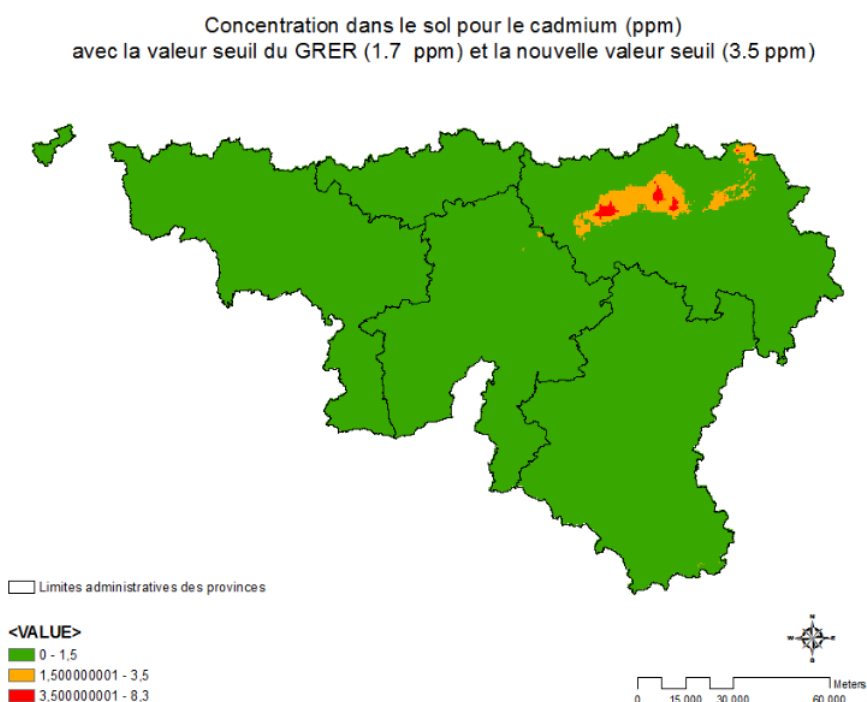


Figure 56: Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en **cadmium**, pour les prairies. En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS du GRER; en rouge, dépassement de la VS du GRER et de la limite inférieure.

Concentration dans le sol pour le cadmium (ppm)
avec la valeur d'intervention du GRER (0.46 ppm) et la nouvelle valeur seuil (8.5 ppm)

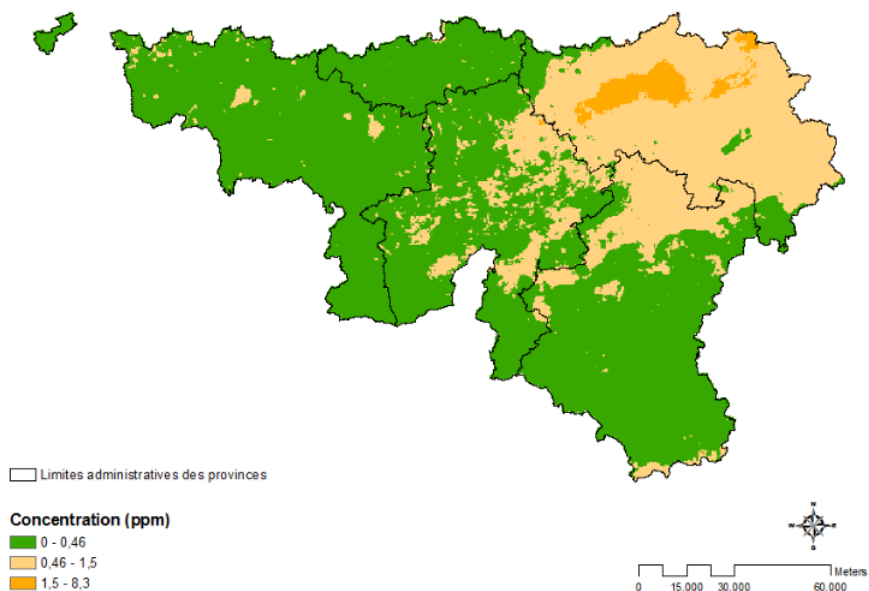


Figure 57: Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en **cadmium**, pour les cultures. En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS et VI du GRER (de clair à foncé = teneur attendue du sol croissante).

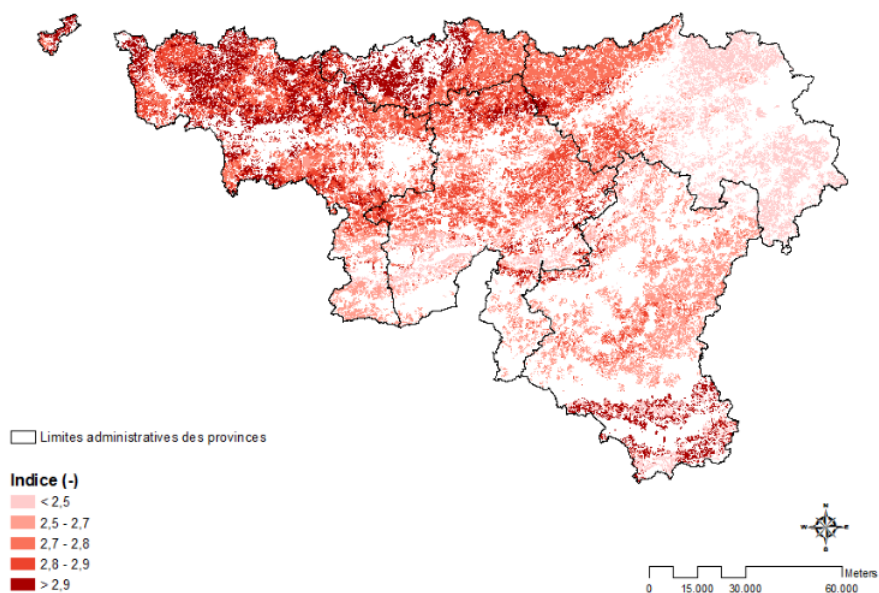


Figure 58: Indice de mobilité (facteur A) pour le **cadmium** en Région wallonne.

Chrome

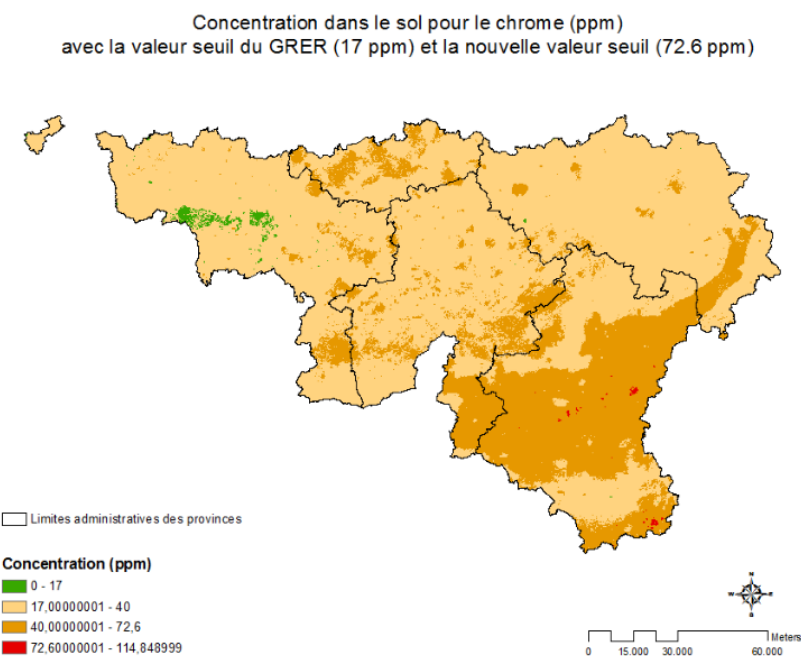


Figure 59: Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en **chrome**. En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS et VI du GRER (de clair à foncé = teneur attendue du sol croissante); en rouge, dépassement de la VS du GRER et de la limite inférieure.

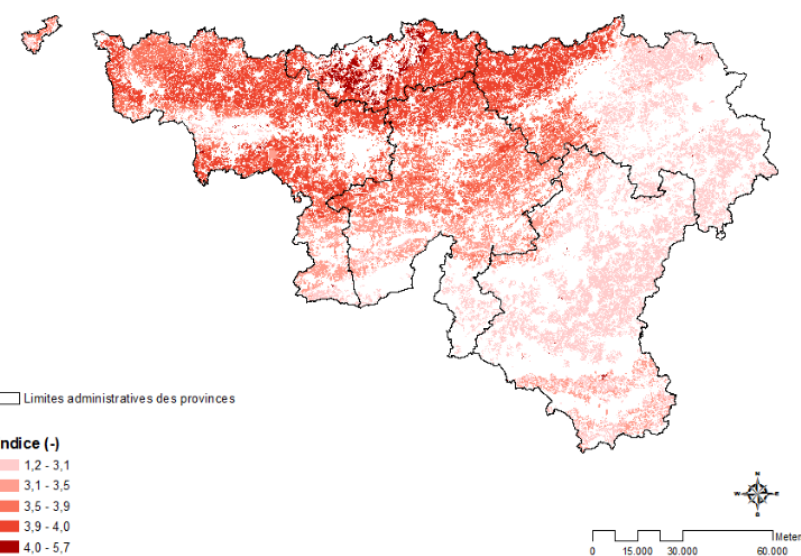


Figure 60: Indice de mobilité (facteur A) pour le chrome en Région wallonne.

Nickel

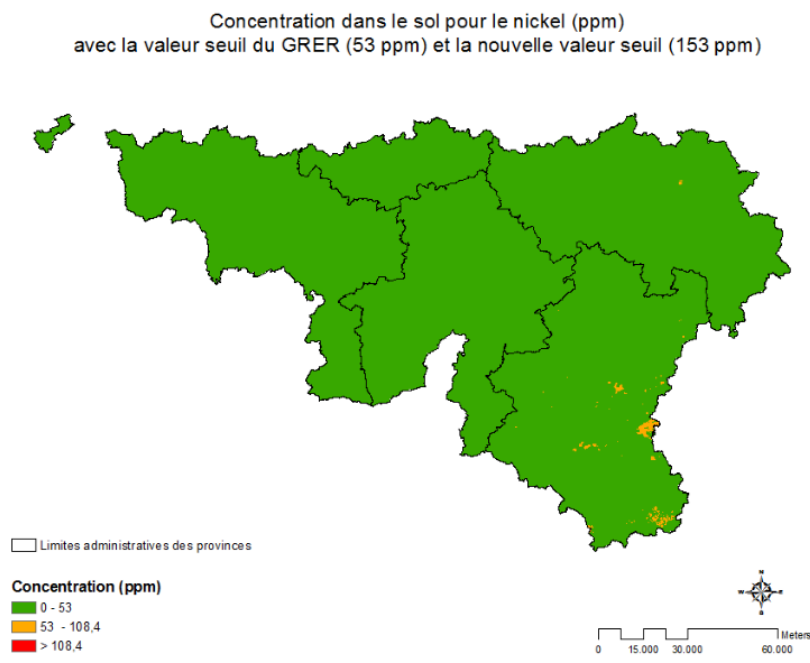


Figure 61: Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en **nickel**. En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS du GRER.

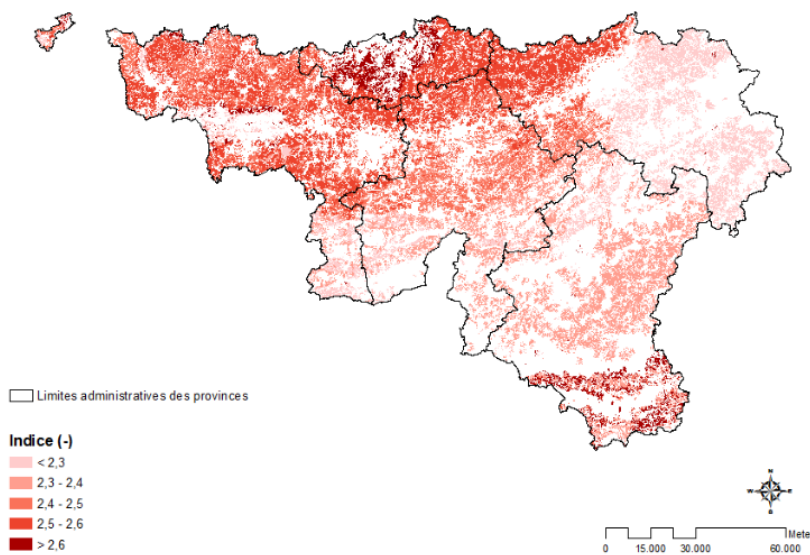


Figure 62: Indice de mobilité (facteur A) pour le nickel en Région wallonne.

Plomb

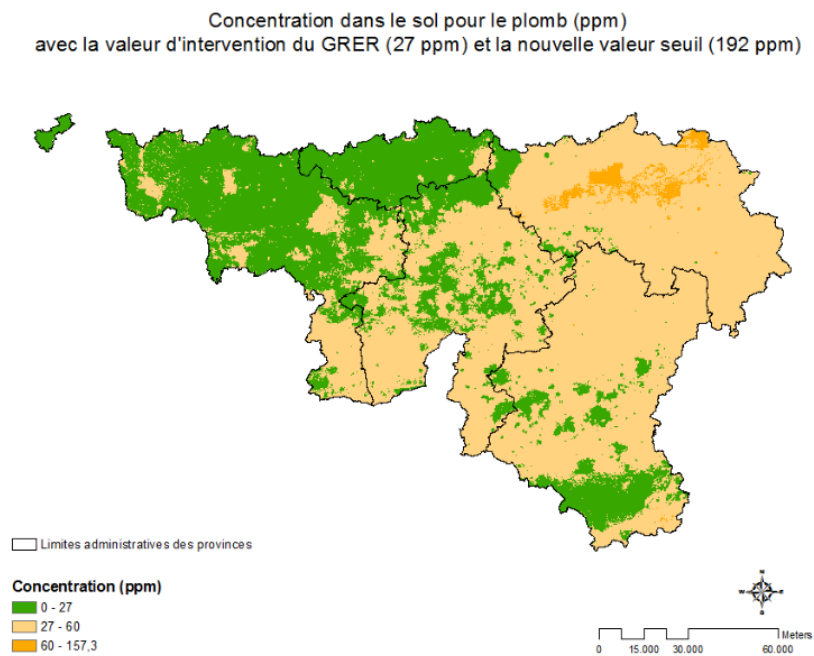


Figure 63: Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en **plomb**. En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS du GRER (de clair à foncé = teneur attendue du sol croissante).

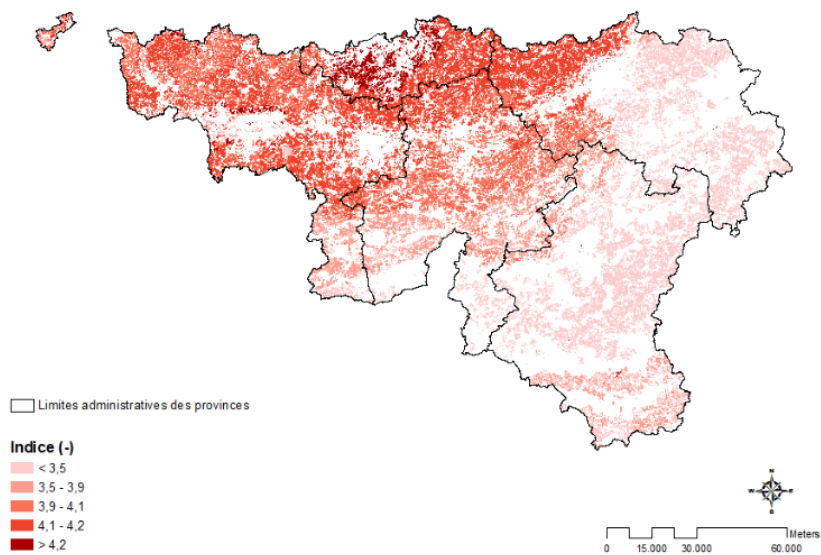


Figure 64: Indice de mobilité (facteur A) pour le plomb en Région wallonne.

Zinc

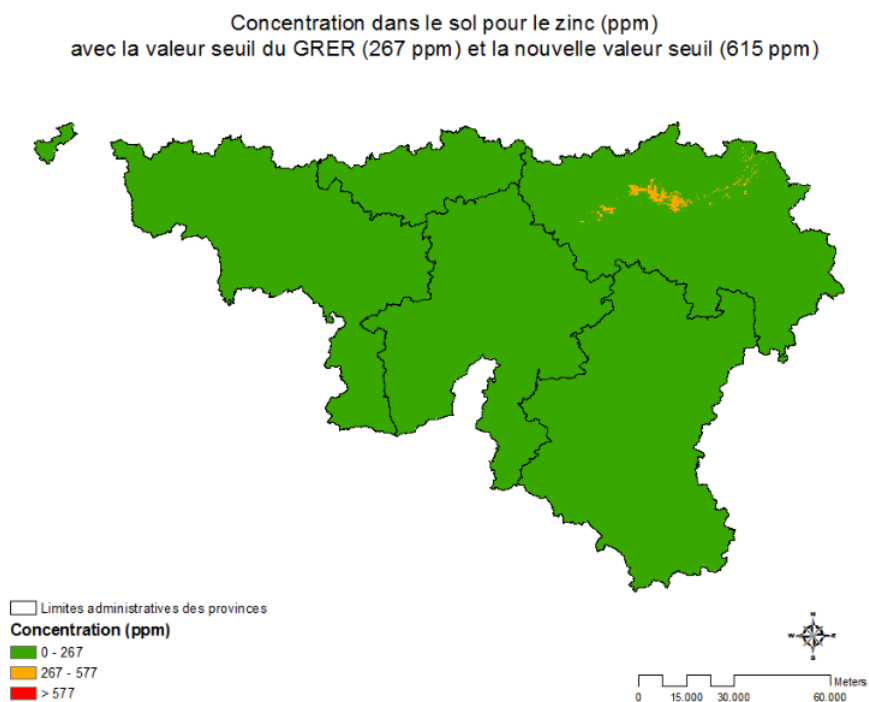


Figure 65: Etat général du dépassement de valeurs en Région wallonne par rapport aux teneurs attendues en zinc. En vert, pas de dépassement de valeurs; en orange, dépassement de la VS du GRER.

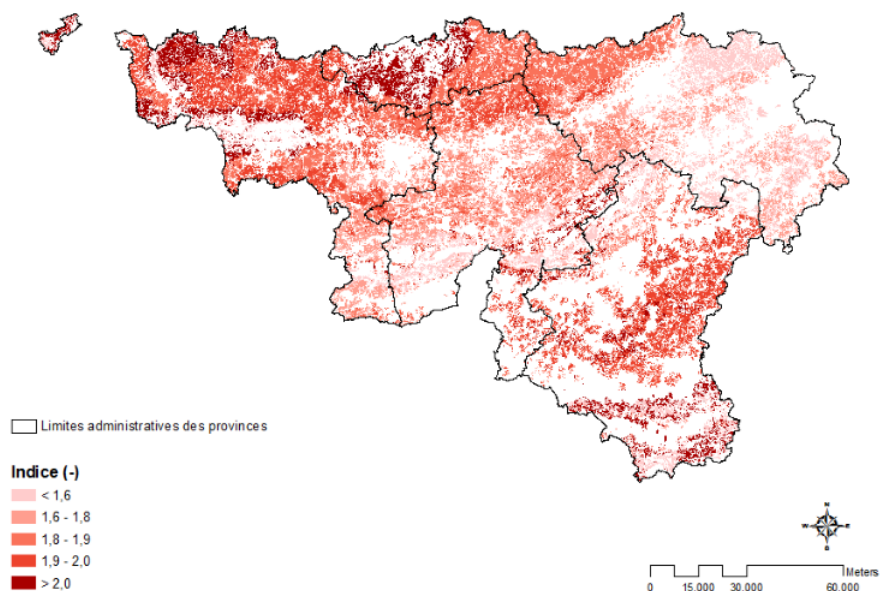


Figure 66: Indice de mobilité (facteur A) pour le zinc en Région wallonne.

Annexe VII : Laboratoires d'analyse d'échantillons de plantes et sols en Région Wallonne et coûts associés

Table 51: Liste non exhaustive des laboratoires d'analyse d'échantillons de plantes et sols en Région Wallonne et coûts associés

Laboratoire	Coûts
Laboratoires de la Province de Liège	- Par ETM : 10€ par échantillon - Teneur en argile : 14.4€ par échantillon - pH et % MO : 10€ par échantillon Frais d'échantillonnage compris
OPA	- Par ETM : 10€ par échantillon, sauf Hg : 20€ par échantillon - Texture (dont teneur en argile) : 12.5€ par échantillon - pH et % MO : 12.4€ par échantillon - Analyse fourrage : 7.5€ par échantillon (Cu et Zn), 50€ par échantillon (pour l'ensemble des autres ETMs)
Eurofins	Nécessité d'avoir un numéro de TVA
Centre de Michamps	- Par ETM : 12.5 € par échantillon Frais administratif : 3€ par échantillon Frais d'échantillonnage : 8€ par échantillon Frais de déplacement : 15€ par exploitation
SPB - Environnement ASBL	- Par ETM : 15€ par échantillon (si un seul ETM analysé), 6€ par échantillon (àpd 2ème ETM analysé) - pH, % MO et teneur en argile : 37€ par échantillon - Analyse produits agricoles : 21€ par échantillon (si un seul ETM analysé), 6€ par échantillon (àpd 2ème ETM analysé) Frais d'échantillonnage et déplacement : 25€ par échantillon (si un prélèvement à la fois), 19.5€ par échantillon (si > 5 prélèvements à la fois)

Annexe VIII : Produits phytosanitaires contenant du cuivre et du zinc

Liste (non exhaustive) des produits phytosanitaires contenant du cuivre et du zinc utilisés en Région wallonne
(Source : FYTOWEB [2015])

- | | | |
|-------------------------------|---|---------------------------------------|
| • 1-methyl-
cyclopropene | • clethodime | • esters méthyliques
d'acides gras |
| • acetamiprid | • clomazone | • ethofumesate |
| • acide oleique | • clopyralide | • ethoprophos |
| • aclonifen | • clothianidine | • ethylene |
| • alpha-
cypermethrine | • cyazofamid | • famoxadone |
| • ametoctradin | • cycloxydime | • fenamidone |
| • amisulbrom | • cymoxanil | • fenpropidine |
| • amitrole | • cypermethrine | • fenpropimorphe |
| • azadirachtine | • deltamethrine | • flazasulfuron |
| • azoxystrobine | • desmediphame | • flonicamide |
| • benalaxyl-m | • difenoconazole | • fluazinam |
| • bentiavalicarb | • dimethenamide-p | • fluazifop-p-butyl |
| • beta-cyfluthrine | • dimethoate | • flufenacet |
| • boscalid | • dimethomorphe | • fludioxonil |
| • carfentrazone-ethyl
(ld) | • diquat | • flufenacet |
| • chlorantraniliprole | • edta disodique | • fluopicolide |
| • chloridazon | • epoxyconazole | • flutolanil |
| • chlorothalonil | • esfenvalerate | • fosthiazate |
| • chlorprophame | • ester de phosphate
d'alcools gras poly-
oxylalkyles | • gamma-
cyhalothrine |
| | | • glyphosate |

- haloxyfop-r-methyl
- heptamethyltrisiloxane
- hydrazide maleique
- hydroxyde de cuivre
- hymexazol
- imazalil
- imidacloprid
- iprodione
- isodecyl alcool
ethoxylate
- lambda-
cyhalothrine
- lenacile
- linuron
- mancozebe
- mandipropamide
- manebe
- metalaxyl-m
- metaldehyde
- metam-potassium
- metam-sodium
- metamitrone
- metazachlore
- methiocarb
- metobromuron
- metribuzine
- oxamyl
- oxychlorure de
cuivre
- paraffine
- pencycuron
- pendimethaline
- phenmediphame
- piperonyl butoxyde
- pirimicarbe
- prochloraz
- propamocarbe
- propaquizafop
- propiconazole
- prosulfocarbe
- pymetrozine
- pyraclostrobine
- pyraflufen-ethyle
- pyrethrines
- pyrimethanil
- quinmerac
- quinoxyfen
- quizalofop-ethyl d
- rimsulfuron
- s-metolachlore
- spinosad
- sulfate de cuivre
- tau-fluvalinate
- tefluthrine
- tepraloxymid
- tetraconazole
- thiabendazole
- thiacloprid
- thiamethoxam
- thirame
- triallate
- tolclofos-methyl
- valiphenalate
- zetacypermethrine
- zoxamide

Annexe IX : Influence de θ et ρ sur le lessivage des ETMs

L'analyse de variation du coefficient de partage sol-eau, K_D , en fonction des valeurs prises par θ et ρ a été réalisée. Elle montre que le choix de ces deux paramètres a un impact sur la valeur finale de K_D . Cependant, vu que les ordres de grandeur pris sont similaires à ceux donnés précédemment (cfr Section sur le lessivage, dans le Bilan des éléments traces), cette variation mène à un lessivage négligeable des éléments traces métalliques. Dès lors le choix du GRER, considérant θ égal à 0.22 (-) et ρ égal à 1.45 g/cm³, est valable dans notre étude de lessivage. La variation a été analysée pour un θ de 0.1 et 0.9 (ρ est gardé constant et égal à 1.45) et un ρ variant de 1 à 1.7 g/cm³ (θ est gardé constant et égal à 0.22). Toutefois, notons que pour le cadmium, la variation de K_D est relativement importante et mène à des valeurs de K_D assez faibles (ex. 28.9).

Table 52: Valeurs maximales (K_D max) et minimales (K_D min) de K_D^* (L/kg) pour chacun des ETMs pour une large gamme de conditions du sol.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Variation de θ							
$\theta = 0.1$							
K_D min	103	5.8 10 ⁵	3.3 10 ³	NaN	2.5 10 ³	1.1 10 ⁴	1.8 10 ³
K_D max	4.4 10 ³	2.0 10 ⁶	5.7 10 ³	NaN	2.4 10 ⁴	1.2 10 ⁵	4.9 10 ⁴
$\theta = 0.9$							
K_D min	28.9	1.6 10 ⁵	932	NaN	699	3.2 10 ³	503
K_D max	1.2 10 ³	5.7 10 ⁵	1.6 10 ³	NaN	6.7 10 ³	3.3 10 ⁴	1.4 10 ⁴
Variation de ρ							
$\rho = 1.0$							
K_D min	72	4.1 10 ⁵	2.3 10 ³	NaN	1.8 10 ³	8.0 10 ³	1.3 10 ³
K_D max	3.1 10 ³	1.4 10 ⁶	3.9 10 ³	NaN	1.7 10 ⁴	8.4 10 ⁴	3.4 10 ⁴
$\rho = 1.7$							
K_D min	89	5.1 10 ⁵	2.9 10 ³	NaN	2.2 10 ³	9.9 10 ³	1.6 10 ³
K_D max	3.8 10 ³	1.8 10 ⁶	4.9 10 ³	NaN	2.1 10 ⁴	1.0 10 ⁵	4.2 10 ⁴

Annexe X : Prévision du lessivage du cadmium dans les zones à risque potentiel

D'après certains auteurs (ex. ?), la portion de cadmium présent dans l'eau porale par rapport à la teneur pseudo-totale du cadmium d'un sol est de l'ordre de 0.2 à 0.4%. Compte tenu d'une lame infiltrante maximale de 6650 m³/ha.an et compte tenu des différentes valeurs minimale de K_D et maximale de teneurs attendues en cadmium dans les zones emblématiques de la Région wallonne (cfr Figure 67 et Tableau 54), les quantités maximales estim es de cadmium lessiv es dans les zones jaune, orange et rouge sont de 0.08   0.5 g/ha.an (Tableau 54). Les valeurs minimale de K_D ont été obtenues sur base de nos calculs développés dans la section relative à cette Annexe et les valeurs maximales de teneurs attendues en cadmium dans le sol ont été obtenues via les cartes de Capasol. Etant donné qu'aucune parcelle agricole ne tombe dans la zones 1 et la zone 6, ces zones ne sont pas reprises dans le Tableau 54.

Table 53: Valeurs de lessivage (g/ha.an) pour les zones (1 à 6 sur la Figure 67) orange à rouge, valeurs de K_D minimales (L/kg) et teneurs attendues maximales en cadmium (ppm) dans ces zones ainsi que la teneur attendue en cadmium dans l'eau porale (mg/L) sur base d'un rapport 0.4% obtenu par ?.

	Lessivage	K_D	Teneur dans le sol	Teneur dans l'eau porale
2	0.53	157	4.7	0.019
2 bis	0.54	219	6.5	0.026
3	0.10	185	0.98	0.004
4	0.12	150	0.99	0.004
5	0.08	88	0.37	0.001

Les valeurs de lessivage les plus  lev es sont trouv es dans les zones 2 et 2 bis. Cependant, les parcelles agricoles concernées ne concernent que 0.4% de la SAU ce qui est relativement négligeable. Pour les autres zones (3 à 5), les valeurs de lessivage sont plus faibles (en moyenne 0.1 g/ha.an), mais concerne une plus grande portion de la SAU (surface non pr sent e à la Figure 67).

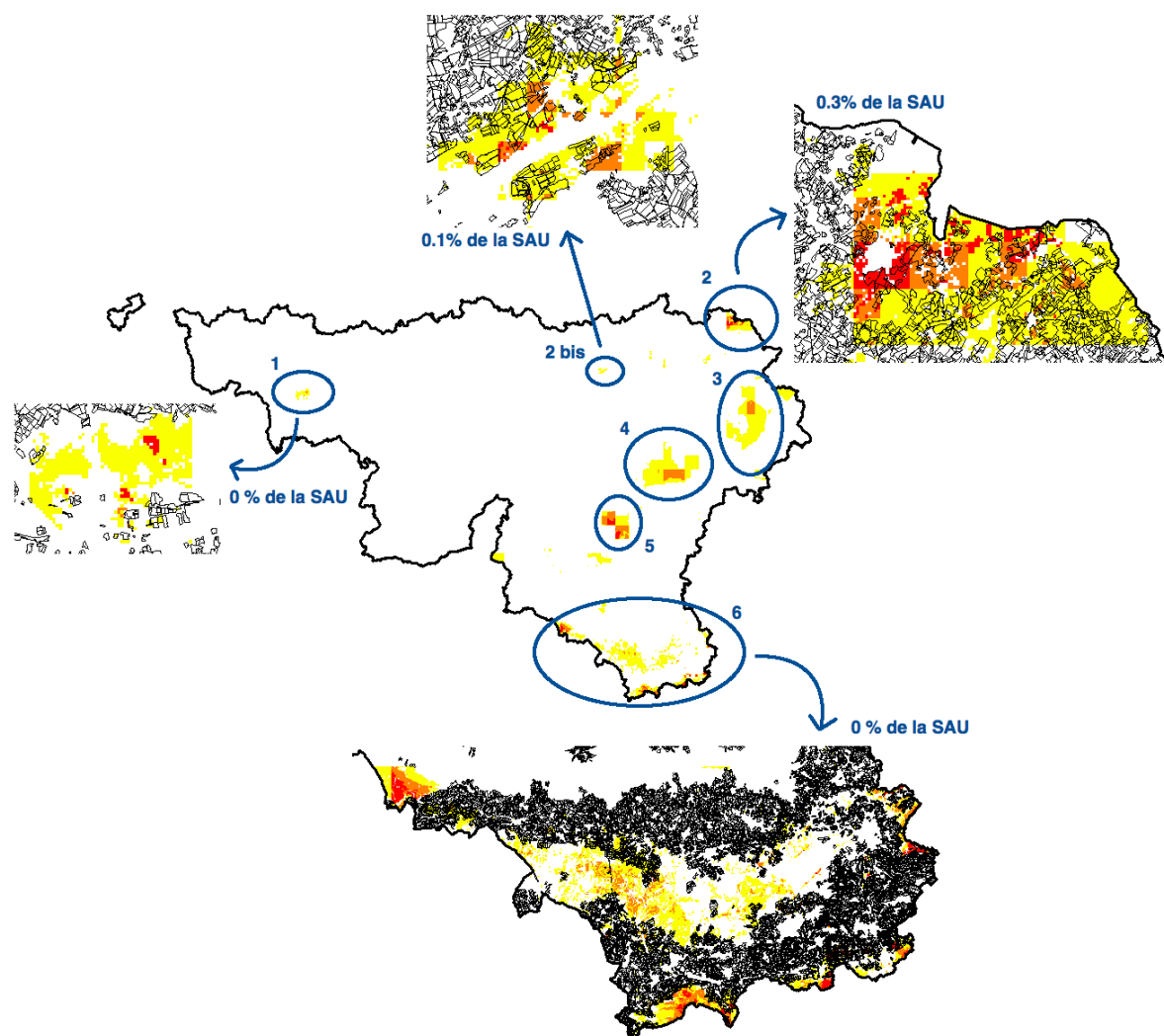


Figure 67: Zones à lessivage en cadmium a priori élevé avec un lessivage de 0.08 à 0.14 g/ha.an (jaune), de 0.14 à 0.2 g/ha.an (orange) et de 0.2 à 0.5 g/ha.an (rouge). Les zones délimitées en noires représentent les parcelles agricoles présentes en Région wallonne

Annexe XI : Estimation des exports en ETMs par érosion

Table 54: Estimation des quantités des ETMs exportées via l'érosion (g/ha.an) sur base des teneurs attendues médianes en ETMs (ppm) (Source : Capasol) pour trois taux d'érosion (t/ha.an).

	Teneurs médianes	Taux d'érosion		
		0.5	5	10
Cd	0,36	0,18	1,8	3,6
Cr	32	16	160	320
Cu	15,6	7,8	78	156
Hg	0,075	0,0375	0,375	0,75
Ni	21	10,5	105	210
Pb	28	14	140	280
Zn	70	35	350	700