

SERVICE PUBLIC DE WALLONIE
DIRECTION GENERALE OPERATIONNELLE DE L'AGRICULTURE,
DES RESSOURCES NATURELLES ET DE L'ENVIRONNEMENT
Département des Sols et des Déchets
Direction de la Protection des Sols

Convention d'appui scientifique et technique

UTILMO

Caractérisation et détermination des
conditions d'utilisation des matières
organiques (composts, digestats, etc.)
sur ou dans les sols

G. Piazzalunga, V. Planchon, J.P. Destain

En collaboration avec
M. Steffen, J. Gennen, B. Godden, P. Luxen
(Agra-Ost)

18/09/2013

Rapport final

Centre wallon de Recherches agronomiques

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	I
RESUME	II
SUMMARY	III
INTRODUCTION GENERALE	IV

CHAPITRE 1. INVENTAIRE DES MATIERES ET REVUE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES CONDITIONS D'UTILISATION DES MATIERES ORGANIQUES SUR OU DANS LES SOLS..... 1

1. PREAMBULE	3
2. DEFINITIONS	3
2.1. TYPES DE DECHETS.....	3
2.2. TYPES DE TRAITEMENTS	4
3. PROCESSUS DE TRANSFORMATION DES MATIERES ORGANIQUES	5
3.1. COMPOSTAGE	5
3.2. BIOMETHANISATION	6
3.3. FERMENTATION	6
3.4. SECHAGE THERMIQUE	7
3.5. SECHAGE BIOTHERMIQUE.....	7
3.6. CALCINATION	8
3.7. BROUAGE.....	8
3.8. TRAITEMENT BIOLOGIQUE MECANIQUE	8
3.9. TRAITEMENTS SPECIFIQUES AUX BOUES DES STATIONS D'EPURATION URBAINES ET INDUSTRIELLES	9
4. CLASSIFICATIONS EUROPEENNES DES MATIERES ORGANIQUES	9
5. INVENTAIRE DES MATIERES ORGANIQUES AUTORISEES A L'EPANDAGE EN BELGIQUE ET POTENTIELLEMENT UTILISEES SUR LES SOLS AGRICOLES WALLONS	11
5.1. CADRE LÉGAL MIS EN PLACE.....	11
5.2. ETAT DES LIEUX EN REGION WALLONNE	11
5.3. ETABLISSEMENT D'UN INVENTAIRE DES MATIERES ORGANIQUES.....	12
5.4. LISTES DES MATIERES ORGANIQUES AUTORISEES A ETRE VALORISEES SUR LES SOLS EN BELGIQUE.....	18
5.5. PARTS DES DIFFERENTES MATIERES ORGANIQUES UTILISEES SUR LES SOLS AGRICOLES BELGES	22
5.6. PARTS DES DIFFERENTES MATIERES ORGANIQUES UTILISEES SUR LES SOLS AGRICOLES EN REGION WALLONNE	23
6. MODES D'UTILISATION DES MATIERES ORGANIQUES.....	24
6.1. ACIDES HUMIQUES ET FULVIQUES	24
6.2. ALGUES ET DERIVES D'ALGUES MARINES.....	24
6.3. BOIS RAMEAUX FRAGMENTES	25
6.4. BOUES	26
6.5. CACAO ET SOUS-PRODUITS.....	26
6.6. COMPOSTS	27
6.6.1. Amendement	27
6.6.2. Substrat de culture pour pépinières et serres	28
6.6.3. Aménagement paysager	28

6.6.4.	<i>Restauration/protection des sols</i>	28
6.6.5.	<i>Différents types de composts et leurs utilisations</i>	29
a.	Compost de biodéchets des ménages.....	29
b.	Compost de broussailles	30
c.	Compost de champignonnière	30
d.	Composts de déchets verts	30
e.	Compost de fumier de bovins	30
f.	Compost de fumier d'ovins	31
g.	Compost de fumier de porcins	31
h.	Compost de fumier de poulets de chair	31
i.	Compost de fumier de poules pondeuses.....	31
j.	Compost d'ordures ménagères	31
k.	Vermicompost.....	32
6.6.6.	<i>Importance des différents types d'utilisation</i>	32
6.6.7.	<i>Système d'assurance qualité</i>	33
6.7.	CORNES ET ONGLONS	34
6.8.	CUIRS ET PEAUX.....	34
6.9.	DECHETS DE LAINE	34
6.10.	DIGESTATS	34
6.10.1.	<i>Engrais</i>	34
6.10.2.	<i>Aménagement paysager</i>	35
6.10.3.	<i>Restauration/protection des sols</i>	35
6.10.4.	<i>Importance des différents types d'utilisation</i>	35
6.10.5.	<i>Système d'assurance qualité</i>	36
6.11.	ECORCES ET SCIURES	36
6.12.	FARINE DE RICIN	37
6.13.	FARINE DE TOURTEAU DE COLZA	37
6.14.	FRUITS DE NEEM SECHES ET BROYES.....	37
6.15.	FARINE DE VIANDE ET D'OS	37
6.16.	FARINE DE PLUMES	37
6.17.	FARINE DE POILS.....	37
6.18.	FARINE DE POISSON.....	38
6.19.	FARINE DE SANG.....	38
6.20.	FUMIER SECHE	38
6.21.	GUANO	38
6.22.	POUSSIERES DE TABAC	38
6.23.	PULPE DE BETTERAVE SECHÉE	38
6.24.	PULPE DE RAISIN SECHÉE	39
6.25.	TERRE DE BRUYERE FORESTIERE	39
6.26.	TOURBE.....	39
6.27.	VINASSE	39
7.	REGLES DE BONNES PRATIQUES DE L'EPANDAGE DE MATIERES ORGANIQUES	40
8.	OBLIGATIONS LEGALES RELATIVES A L'UTILISATION DES MATIERES ORGANIQUES SUR OU DANS LES SOLS	41
8.1.	PGDA : TRANSCRIPTION WALLONNE DE LA DIRECTIVE NITRATE	41
8.2.	RESTRICTIONS D'UTILISATION EN ZONES NATURA 2000 ET LORS DES MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES	44
8.2.1.	<i>Natura 2000</i>	44
8.2.2.	<i>Mesures agri-environnementales</i>	44
8.3.	REGLEMENTATIONS RELATIVES A LA VALORISATION DES BOUES DE STATIONS D'EPURATION EN AGRICULTURE.....	45
8.3.1.	<i>Utilisation légale de matières - Norme D3A09E1</i>	45
8.3.2.	<i>Respect des interdictions, des restrictions et des conditions d'utilisation réglementaires - Norme D3A09E2</i>	46
8.3.3.	<i>Respect des obligations administratives - Norme D3A09E3</i>	47

9. LEGISLATIONS.....	47
9.1. EUROPE.....	47
9.2. BELGIQUE.....	47
9.3. REGION WALLONNE	47
9.4. ALLEMAGNE	48
10. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	49

CHAPITRE 2. DEFINITION DES CRITERES DE CARACTERISATION DES MATIERES ORGANIQUES ET DETERMINATION DES VALEURS PHYSICO-CHIMIQUES DE REFERENCE 55

1. IDENTIFICATION DES CRITERES/PARAMETRES	57
1.1. LA TENEUR EN MATIÈRE SÈCHE, LE TAUX DE MATIÈRES ORGANIQUES ET LE PH	57
1.2. LA PROPORTION DE MATIÈRES ORGANIQUES SUSCEPTIBLE DE DONNER DE L'HUMUS	57
1.3. LA TENEUR ET LA VITESSE DE MINÉRALISATION DE L'AZOTE	58
1.3.1. <i>La teneur en azote ammoniacal et le rapport $N-NH_4^+/N_{total}$</i>	58
1.3.2. <i>Le rapport C/N</i>	59
1.3.3. <i>L'ancienne classification des matières organiques</i>	59
1.3.4. <i>Les indicateurs de la stabilité des matières organiques</i>	60
1.3.5. <i>La cinétique de minéralisation du carbone et de l'azote</i>	62
1.4. LES TENEURS EN ÉLÉMENTS FERTILISANTS	63
1.4.1. <i>Le calcium</i>	63
1.4.2. <i>Le magnésium</i>	64
1.4.3. <i>Le potassium</i>	64
1.4.4. <i>Le phosphore</i>	64
1.5. LES TENEURS EN CONTAMINANTS	64
1.5.1. <i>La salinité</i>	64
1.5.2. <i>L'aspect sanitaire</i>	66
1.5.3. <i>Les composés traces organiques</i>	68
1.5.4. <i>Les éléments traces métalliques</i>	70
2. ANALYSE DES MATIÈRES ORGANIQUES.....	71
2.1. LES MATIÈRES ORGANIQUES CHOISIES	71
2.2. LE PRÉLÈVEMENT DES MATIÈRES ORGANIQUES.....	72
2.3. LES ANALYSES RÉALISÉES	72
2.3.1. <i>Le Centre de Michamps et le LDAR</i>	72
2.3.2. <i>Le CRA-W</i>	73
a. Le sol.....	73
b. La minéralisation du carbone et de l'azote	73
c. Les analyses	74
3. VALEURS DE RÉFÉRENCE PROVISOIRES	74
4. RESULTATS D'ANALYSE	78
4.1. PARAMETRES AGRONOMIQUES	78
4.1.1. <i>Éléments fertilisants</i>	78
4.1.2. <i>Estimation de la vitesse de minéralisation des matières organiques : paramètre ISMO</i>	79
4.1.3. <i>Minéralisation du carbone et de l'azote</i>	83
a. Minéralisation du carbone	83
b. Minéralisation de l'azote.....	85
4.2. PARAMETRES ENVIRONNEMENTAUX.....	89
5. CONCLUSIONS	92

6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	93
7. ANNEXE : COEFFICIENTS DE CORRELATION ENTRE LES DIFFERENTS PARAMETRES ANALYSES	95

CHAPITRE 3. CARACTERISATION DU POUVOIR FERTILISANT OU AMENDANT DES MATIERES..... 101

1. INTRODUCTION	103
1.1. CARACTERE FERTILISANT.....	103
1.2. CARACTERE AMENDANT	103
1.3. LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES SOLS.....	105
1.3.1. <i>Composition de la matière organique des sols</i>	<i>105</i>
1.3.2. <i>Rôles des matières organiques dans les sols.....</i>	<i>106</i>
1.3.3. <i>Arrière effet des matières organiques dans les sols.....</i>	<i>106</i>
2. CLASSIFICATION NUMÉRIQUE SUR LE CARACTÈRE FERTILISANT DES MATIÈRES ORGANIQUES	110
2.1. INTRODUCTION	110
2.2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	110
2.2.1. <i>Méthodologie.....</i>	<i>112</i>
2.3. RÉSULTATS	113
2.3.1. <i>Statistiques descriptives du jeu de données.....</i>	<i>113</i>
2.3.2. <i>Liaison entre les variables</i>	<i>114</i>
2.3.3. <i>Analyse en composantes principales</i>	<i>114</i>
2.3.4. <i>Classification numérique.....</i>	<i>118</i>
2.3.5. <i>Analyse en composantes principales sur les groupes</i>	<i>121</i>
2.4. INTERPRÉTATIONS.....	124
2.5. CONCLUSIONS.....	126
3. CARACTERE FERTILISANT OU AMENDANT DES MATIERES.....	126
3.1. COMPOSTS NON AGRICOLES.....	126
3.2. DIGESTATS	127
3.2.1. <i>Effet du séchage sur les caractéristiques agronomiques des digestats.</i>	<i>128</i>
3.3. BOUES DE STATION D'ÉPURATION	129
3.4. AUTRES MATIERES ORGANIQUES	133
4. CONCLUSIONS.....	135
5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	136
6. ANNEXES	138
6.1. ANNEXE 1 : TYPES DE LIAISON DE LA CLASSIFICATION NUMÉRIQUE	138
6.2. ANNEXE 2 : DIFFÉRENTS TYPES DE MESURES DE DISTANCES.....	138

CHAPITRE 4. DETERMINATION DES CONDITIONS D'UTILISATION DES MATIERES ET DEFINITION DE CLASSES D'UTILISATION ET EVALUATION DES FACTEURS DE RISQUES LIES A L'UTILISATION DES MATIERES..... 139

1. ASPECTS AGRONOMIQUES	141
1.1. CONDITIONS D'UTILISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES	141
1.2. DOSAGES ET RISQUES ASSOCIES	142
1.3. PRESCRIPTIONS D'UTILISATION DES COMPOSTS	146
1.3.1. <i>Périodes d'épandage</i>	<i>147</i>

1.3.2.	<i>Doses d'épandage</i>	147
1.3.3.	<i>Techniques d'épandage et modalités d'épandage</i>	147
1.4.	PRESRIPTIONS D'UTILISATION DES DIGESTATS	148
1.4.1.	<i>Périodes d'épandage</i>	149
1.4.2.	<i>Doses d'épandage</i>	150
1.4.3.	<i>Techniques d'épandage et modalités d'épandage</i>	150
1.5.	PRESRIPTIONS D'UTILISATION DES BOUES.....	151
1.5.1.	<i>Périodes d'épandage</i>	152
1.5.2.	<i>Doses d'épandage</i>	153
1.5.3.	<i>Techniques d'épandage et modalités d'épandage</i>	154
2.	ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX	154
2.1.	INTRODUCTION AUX FACTEURS DE RISQUES.....	154
2.2.	CLASSIFICATION NUMÉRIQUE SUR LE CONTENU EN CONTAMINANTS : NOTE EXPLICATIVE	157
2.2.1.	<i>Introduction</i>	157
2.2.2.	<i>Matériels</i>	157
2.2.3.	<i>Méthodologie</i>	157
2.2.4.	<i>Résultats</i>	158
a.	Statistiques descriptives du jeu de données	158
b.	Liaison entre les variables	158
c.	Analyse en composantes principales.....	159
d.	Classification numérique	161
2.2.5.	<i>Interprétations et conclusions</i>	164
2.3.	ANALYSES DES RISQUES : ÉLÉMENTS TRACES INORGANIKES ET COMPOSÉS TRACES ORGANIKES	165
2.3.1.	<i>Méthodologie</i>	166
2.3.2.	<i>Résultats et interprétations</i>	167
a.	Digestats	167
b.	Composts.....	169
c.	Boues des stations d'épuration urbaines	169
d.	Boues industrielles	170
2.3.3.	<i>Comparaison des matières</i>	171
a.	En fonction de la norme de qualité B1	171
b.	En fonction de la norme de qualité B2	171
2.4.	DOSES ADMISSIBLES SELON L'« ARRETE BOUES » DU GOUVERNEMENT WALLON DE 1995	172
2.5.	DOSES ADMISSIBLES SELON LA DIRECTIVE EUROPÉENNE 86/278/CEE	173
2.6.	PATHOGENES ET ASPECTS SANITAIRES	176
2.6.1.	<i>Digestats</i>	176
a.	Composts	177
2.6.2.	<i>Boues d'épuration</i>	177
3.	CRITERES ET NIVEAUX DE SUIVI DES MATIERES ORGANIKES EXOGENES	179
3.1.	INTRODUCTION	179
3.2.	CRITERES ET NIVEAUX DE SUIVI ACTUELLEMENT IMPOSES POUR LES BOUES D'EPURATION	179
3.2.1.	<i>Communautés européennes</i>	179
a.	Bases réglementaires	179
b.	Paramètres analysés.....	179
c.	Echantillonnage	180
d.	Autres obligations	181
3.2.2.	<i>Région wallonne</i>	181
a.	Bases réglementaires	181
b.	Paramètres analysés.....	181
c.	Echantillonnage	183
d.	Autres obligations	184
e.	Procédure administrative	185
3.3.	CRITERES PROPOSES POUR L'AMELIORATION DE LA TRAÇABILITE DES MATIERES EXOGENES UTILISEES EN AGRICULTURE EN WALLONIE	186
3.3.1.	<i>Introduction</i>	186

3.3.2.	<i>Eléments traces métalliques et composés traces organiques</i>	187
a.	Paramètres à considérer pour l'évaluation des risques pour les contaminants	188
b.	Biodisponibilité des contaminants	191
c.	Sensibilité du milieu récepteur envers les ETM	193
d.	Evaluation des risques pour les composés traces organiques	201
e.	Projet de modification de norme pour l'utilisation des matières exogènes en Flandre	202
3.3.3.	<i>Salinité et conductivité électrique</i>	205
3.3.4.	<i>Phytotoxicité</i>	205
3.3.5.	<i>Absence de semences viables ou organes permettant la multiplication d'adventices et de plantes invasives</i>	206
3.3.6.	<i>Aspect sanitaire</i>	206
a.	Traitements.....	207
b.	Délais avant utilisation et type d'épandage	210
c.	Evaluation des risques sanitaires	212
d.	Critères à retenir pour les aspects sanitaires	213
e.	Relations pathogènes dans les matières, le sol et les produits récoltés : l'exemple de l'essai QUALIAGRO	215
3.4.	NIVEAU DE SUIVI PROPOSE POUR L'AMELIORATION DE LA TRAÇABILITE DES MATIERES EXOGENES UTILISEES EN AGRICULTURE EN WALLONIE	217
3.4.1.	<i>Fréquence d'analyse des matières</i>	217
3.4.2.	<i>Traçabilité parcellaire et fréquence d'analyse du sol</i>	218
3.4.3.	<i>Demande de dérogation particulière</i>	219
4.	CONCLUSIONS	220
5.	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	221
6.	ANNEXES	234

CHAPITRE 5. REALISATION D'UN ORGANIGRAMME DECISIONNEL POUR LA DETERMINATION DES CLASSES DE MATIERES ORGANIQUES

1.	INTRODUCTION	239
2.	ORGANIGRAMME COMBINANT LE VOLET AGRONOMIQUE ET ENVIRONNEMENTAL	240
3.	DÉFINITION DES CLASSES AGRONOMIQUES	247
3.1.	PRÉDICTION DES CLASSES DE MATIÈRES PAR RÉGRESSION LINÉAIRE	248
3.1.1.	<i>Etablissement de l'équation de régression</i>	248
3.1.2.	<i>Contrôle de la qualité de prédiction</i>	249
4.	CONCLUSIONS	252
5.	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	253
6.	ANNEXES	254
6.1.	LA NOTION DE FLUX.....	254
6.2.	RÉGRESSION SUR LES MEILLEURS SOUS-ENSEMBLES : CLASSIFICATION AGRONOMIQUE	257

CHAPITRE 6. REDACTION DES FICHES TECHNIQUES RELATIVES AUX CONDITIONS D'UTILISATION DES MATIERES ORGANIQUES (COMPOSTS, DIGESTATS ET AUTRES)	261
1. INTRODUCTION	263
2. LES FICHES RÉDIGÉES	263
3. CONTENU DES FICHES	263
4. ANNEXES	265
4.1. ANNEXE 1 : LES DIGESTATS.....	265
4.2. ANNEXE 2 : LES BOUES DE STATIONS D'EPURATION DES EAUX URBAINES	268
4.3. ANNEXE 3 : LES COMPOSTS NON AGRICOLES	271
4.4. ANNEXE 4 : LES BOUES INDUSTRIELLES AMENDANTES BASIQUES.....	273
4.5. ANNEXE 5 : LES BOUES INDUSTRIELLES AMENDANTES ET FERTILISANTES.....	275
CONCLUSIONS GENERALES.....	277

REMERCIEMENTS

Le projet UTILMO a été mené à bien grâce à l'intervention de différentes personnes travaillant dans des sociétés actives dans le domaine des matières organiques ainsi qu'au niveau du Service Public Fédéral (SPF), du Service Public de Wallonie (SPW), d'Agra-Ost et du Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W).

Nous remercions les sociétés actives dans le domaine des matières organiques pour les renseignements et l'aide lors de l'échantillonnage. Nous pensons en particulier à Eric Piérart et Franz Smets de la Société Cinergie, Julien Populin de la Société Lutosia, Palonie Lavrijssen et Norbert van Vessem de la Société Storg, Jonathan Joseph de la Société Kraft Foods, Pol Piérart de la Société Vanheede et Dedoyard François de la station d'épuration de Wavre (IBW).

Nous remercions Jean-Pol Sacré, Bertrand Wavreille et Richard Lambert du Centre de Michamps pour l'échantillonnage des matières, l'organisation spécifique des analyses des matières ainsi que tous les conseils en ce qui concerne l'échantillonnage des matières organiques.

Merci aux différents membres du SPF et du SPW pour la transmission de diverses informations et données relatives aux matières organiques exogènes employées en agriculture en Wallonie. Nous pensons en particulier à Alfred Generet du SPF (Service Pesticides et Engrais).

Merci à Jerome Gennen d'Agra-Ost pour la contribution à la détermination des paramètres à analyser, à Mathieu Steffen pour les diverses analyses de données et en général, à la collaboration importante à tous les niveaux du projet et enfin merci à Bernard Godden pour les nombreux conseils et remarques critiques.

Enfin, un grand merci à tous les membres du personnel du CRA-W qui ont contribué directement et indirectement à la mise en place des différentes parties du projet et au bon déroulement de celui-ci. En particulier, merci à Jean-Pierre Destain, Sylvain Hennart, Aurélie Grignard, Emilien Vincent, Christian Roisin, Marie-France Heinen, Véronique Reuter, Brigitte Malotiaux, Véronique Dethier, Morgan Abras et Céline Gérardon.

RESUME

La Direction de la Protection des Sols du Département du Sol et des Déchets de la DGRNE a financé le projet UTILMO dans le but d'inscrire l'utilisation des matières fertilisantes, destinées à être épandues dans le cadre d'activités agricoles, dans le développement durable et de garantir le caractère multifonctionnel de l'agriculture. Le but du projet a également été d'étudier les modalités réglementaires aux fins de protéger le sol et de prévenir les processus de contamination diffuse.

Les résultats de ce projet sont de nature à faciliter la gestion raisonnée des matières organiques exogènes tant du point de vue agronomique qu'environnemental.

La mission qui a été confiée au Département Agriculture et Milieu naturel du Centre wallon de Recherches agronomiques portent sur les points suivants :

- la réalisation d'un inventaire des matières organiques exogènes utilisées en Région wallonne et une revue bibliographique sur les conditions de leurs utilisations sur ou dans les sols ;
- la définition des critères de caractérisation des matières organiques exogènes et la détermination des valeurs physico-chimiques de référence ;
- la caractérisation du pouvoir fertilisant ou amendant des matières organiques exogènes ;
- la détermination des conditions d'utilisation des matières organiques exogènes, la définition de classes d'utilisation de celles-ci et l'évaluation des facteurs de risques liés à leur utilisation ;
- la réalisation d'un organigramme décisionnel pour la détermination des classes de matières organiques ;
- une mise à disposition de fiches techniques relatives aux conditions d'utilisation des matières organiques exogènes (composts, digestats et autres).

Le projet a débuté par la compilation dans une liste des matières organiques épandues et/ou potentiellement épandues sur les sols agricoles wallons a été réalisée. Le grand nombre de matières présentes dans cette liste a mené à sélectionner quelques matières sur base des quantités produites afin de réaliser des analyses plus poussées. Ces analyses ont porté sur des données disponibles et sur l'échantillonnage de matières organiques.

La Direction de la Protection des Sols, Agra-Ost et le Centre wallon de Recherches agronomiques ont en effet fourni des données sur les principales matières organiques utilisées en agriculture en Wallonie à savoir les boues d'épuration urbaines et industrielles, les composts et les digestats. Les différents paramètres analysés pour les matières organiques dans cette compilation de données a permis de réaliser différentes analyses statistiques. Celles-ci ont permis de mieux caractériser les matières et de réaliser un certain nombre de groupes sur base de la similarité de l'ensemble des paramètres. Au total, six groupes de matières ont été identifiés. Pour chacun de ces six groupes des préconisations d'utilisation ont été formulées.

Cependant un certain nombre de paramètres nouvellement identifiés pour une caractérisation plus poussée des matières organiques ne se trouvent pas dans les bases de données actuelles. Ces analyses, plus récentes et plus coûteuses, ne sont en effet pas encore réalisées en routine (ISMO, minéralisation du carbone et de l'azote en particulier). La grande variabilité des matières organiques entre types de matières organiques et au sein d'un même type de matières

organiques a débouché sur la réalisation d'un échantillonnage ciblé des matières les plus importantes pour la Région wallonne et à réaliser l'analyse de l'ensemble des paramètres identifiés pour la caractérisation des matières organiques. L'interprétation des analyses réalisées a montré la pertinence de l'utilisation des rapports C/N et $N-NH_4^+/N_{total}$ en ce qui concerne l'estimation de la vitesse de minéralisation de l'azote. Ces rapports, peu coûteux et utilisés en routine pour l'analyse des matières organiques, sont donc très intéressants car ils permettent d'avoir une bonne estimation de la vitesse de minéralisation de l'azote.

Enfin, des organigrammes décisionnels ont été proposés afin de faciliter le classement et la détermination des possibilités d'utilisation des matières organiques. Des balances bénéfices/risques (valeur économique/risques environnementaux) ont été calculées à partir des données actuellement disponibles pour les matières organiques wallonnes. Ces calculs ont montré que toutes les matières actuellement utilisées sur les sols agricoles en Wallonie ont une balance bénéfices/risques favorable. Seules les boues industrielles issues du secteur de la boisson présentent une balance bénéfices/risques moins favorables ; cela étant dû à une valeur économique moins élevée que pour les autres matières organiques.

SUMMARY

The Soil Protection Direction (Public Administration of Wallonia) has founded the UTILMO project to identify potential contamination risks of Walloon agricultural soils by exogenous organic matter.

The results of the project allow better management of exogenous organic fertilizers/amendments on the agronomic and environmental aspects. The methodology is a construction of several stages.

Firstly, the different materials that are (potentially) spread on agricultural soils in Wallonia have been listed. From the large number of materials of this list, some materials (on the basis of quantities produced) were selected to perform further analyses. These analyses were conducted on available data and sampled organic materials.

Data from Wallonia analyses were used (urban and industrial sewage sludge, compost and digestate) to achieve various statistical analyses on the parameters available in the database. These statistical analyses allowed a better characterisation and classification of organic materials by similarity of parameters. A total of six classes of materials have been identified. For each of these some recommendations for use were formulated.

A number of newly identified parameters are not in the current database. Analyses of these new parameters are not yet regularly performed (in particular ISMO and carbon and nitrogen mineralization). Because of the big variability of organic materials between the different types and within the same type, organic materials for sampling and analysis were selected. The interpretation of the analyses showed the good relation between C/N and $N-NH_4^+/N_{total}$ ratios and the mineralisation of nitrogen after 56 days of incubation in controlled conditions. These ratios are already used for organic materials characterisation and, so, are very interesting regarding cost and rapidity of analyses.

Finally, decision trees have been proposed to classify and identify the different utilisations of organic materials. Benefits/risks ratios (economic value/environmental risks) were calculated from the database. These calculations show that all exogenous organic materials currently used on agricultural soils in Wallonia have a favorable benefits/risks ratio. However, industrial sludge from beverage sector has a benefits/risks ratio less favorable comparing other materials. This is due to a lower economic value than others organic materials.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Dans le cadre de l'inscription dans le développement durable de l'utilisation des matières fertilisantes destinées à être épandues sur les sols agricoles et de l'étude des modalités réglementaires aux fins de protéger les sols et de prévenir les processus de contamination diffuse, le SPW, et plus particulièrement la Direction de la Protection des Sols du Département du Sol et des Déchets de la DGARNE, a confié au CRA-W une mission relative à :

- la réalisation d'un inventaire des matières et d'une revue bibliographique sur les conditions d'utilisation des matières organiques sur ou dans les sols (chapitre 1) ;
- la définition des critères de caractérisation des matières organiques et la détermination des valeurs physico-chimiques de référence (chapitre 2) ;
- la caractérisation du pouvoir fertilisant ou amendant des matières (chapitre 3) ;
- la détermination des conditions d'utilisation des matières et définition de classes d'utilisation et évaluation des facteurs de risques liés à l'utilisation des matières (chapitre 4) ;
- la réalisation d'un organigramme décisionnel pour la détermination des classes de matières (chapitre 5) ;
- la rédaction de fiches techniques relatives aux conditions d'utilisation de matières de type composts, digestats et d'autres matières organiques (chapitre 6).

Le présent document constitue la synthèse des différents livrables produits dans le cadre du projet UTILMO.

Les résultats présentés sont liés aux données qui ont pu être recueillies et reflètent donc les matières organiques épandues sur les sols agricoles wallons à un moment donné. Il faut également préciser que les résultats sont sujets à un certain nombre d'incertitudes liées aux données récoltées.

Le projet UTILMO a été réalisé en partenariat avec l'asbl Agra-Ost.

CHAPITRE 1.
INVENTAIRE DES MATIÈRES ET REVUE BIBLIOGRAPHIQUE
SUR LES CONDITIONS D'UTILISATION DES MATIÈRES
ORGANIQUES SUR OU DANS LES SOLS

1. PREAMBULE

Le projet UTILMO a pour objectif de déterminer les conditions d'utilisation, sur et dans les sols, des matières organiques.

Ces matières concernent toutes les matières organiques, qu'elles soient considérées comme des déchets, des sous-produits ou des produits. Ces matières peuvent avoir subi différents processus de transformation tels que la biométhanisation, le compostage et le séchage ou être utilisées sans transformation sur les sols.

L'objectif de la Direction de la Protection des Sols (DPS) est de définir les conditions optimales d'utilisation des matières organiques en fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques et/ou biologiques et de leur destination.

Notons que les engrais de ferme n'ayant pas subi de traitement – compostage, biométhanisation et/ou séchage – ne sont pas pris en compte dans la présente convention.

Ce premier livrable a pour but de réaliser un inventaire aussi complet que possible des matières organiques susceptibles d'être utilisées sur ou dans les sols en Région wallonne et de rassembler des informations afin d'identifier les modes d'utilisation de celles-ci.

2. DEFINITIONS

2.1. Types de déchets

Un « déchet » est toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se débarrasser (Communauté européenne, 2008).

Les « déchets municipaux » sont des déchets ménagers ainsi que les autres déchets qui, de par leur nature ou leur composition, sont similaires aux déchets ménagers (Communauté européenne, 1999).

Les « ordures ménagères résiduelles » sont constituées de la part restante des ordures ménagères après tri et retrait par les ménages des fractions valorisables, dits « recyclables secs », que sont les emballages et journaux-magazines. En absence de ce tri-retrait, les ordures ménagères sont qualifiées de « brutes » (Mallard *et al.*, 2005).

Un « déchet liquide » est tout déchet sous forme liquide, notamment les eaux usées, mais à l'exclusion des boues (Communauté européenne, 1999).

Une « biomatière » est tout déchet, substance ou matière décomposable par voie aérobie ou anaérobie (Ministère de la Région wallonne, 2009).

Les « biodéchets » sont des déchets biodégradables de jardin ou de parc, les déchets alimentaires ou de cuisine issus des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que les déchets comparables provenant des usines de transformation de denrées alimentaires. Cette appellation n'englobe pas les résidus forestiers ou agricoles, les engrais de ferme, les boues de stations d'épuration ou autres déchets biodégradables, tels que les textiles naturels, le papier ou le bois transformé. Elle exclut également les sous-produits de l'industrie alimentaire qui ne deviennent jamais des déchets (Communauté européenne, 2008). Un biodéchet est un déchet putrescible, généralement humide. On distingue deux grands types de flux : les déchets verts provenant notamment des parcs et des jardins, et les déchets de cuisine. Les premiers se composent généralement de 50 à 60 % d'eau et contiennent également du bois

(lignocellulose), alors que les derniers ne contiennent pas de bois mais peuvent contenir jusqu'à 80 % d'eau (IPTs, 2011).

Un « déchet biodégradable » est un concept plus large défini par la directive sur les décharges comme tout déchet pouvant subir une décomposition anaérobie ou aérobie, comme les déchets alimentaires et les déchets de jardin, ainsi que le papier et le carton.

Un « déchet dangereux » est tout déchet qui présente une ou plusieurs des propriétés dangereuses énumérées dans l'annexe 3 de la directive 2008/98/CE comme explosif, comburant, inflammable, irritant, nocif, corrosif, etc. (Communauté européenne, 2008).

Certains déchets cessent d'être des déchets lorsqu'ils ont subi une opération de valorisation ou de recyclage et répondent à des critères spécifiques à définir dans le respect des conditions suivantes :

La substance ou l'objet est couramment utilisé à des fins spécifiques :

- il existe un marché ou une demande pour une telle substance ou un tel objet ;
- la substance ou l'objet remplit les exigences techniques aux fins spécifiques et respecte la législation et les normes applicables aux produits ;
- l'utilisation de la substance ou de l'objet n'aura pas d'effets globaux nocifs pour l'environnement ou la santé humaine (Communauté européenne, 2008).

Les critères comprennent des valeurs limites pour les polluants, si nécessaire, et tiennent compte de tout effet environnemental préjudiciable éventuel de la substance ou de l'objet.

2.2. Types de traitements

Le « traitement » est toute opération de valorisation ou d'élimination, y compris la préparation qui précède la valorisation ou l'élimination (Communauté européenne, 2008). La directive concernant la mise en décharge des déchets définit le « traitement » comme les processus physiques, thermiques, chimiques ou biologiques, y compris le tri, qui modifient les caractéristiques des déchets de manière à en réduire le volume ou le caractère dangereux, à en faciliter la manipulation ou à en favoriser la valorisation (Communauté européenne, 1999).

La « valorisation » est toute opération dont le résultat principal est que des déchets servent à des fins utiles en remplaçant d'autres matières qui auraient été utilisées à une fin particulière, ou que des déchets soient préparés pour être utilisés à cette fin, dans l'usine ou dans l'ensemble de l'économie (Communauté européenne, 2008).

Le « recyclage » est toute opération de valorisation par laquelle les déchets sont retraités en produits, matières ou substances aux fins de leur fonction initiale (en tant que matière première) ou à d'autres fins. Cela inclut le retraitement des matières organiques, mais n'inclut pas la valorisation énergétique, la conversion pour l'utilisation comme combustible ou pour des opérations de remblayage (Communauté européenne, 2008).

L'« élimination » est toute opération qui n'est pas de la valorisation même lorsque ladite opération a comme conséquence secondaire la récupération de substances ou d'énergie (Communauté européenne, 2008). Les opérations de valorisation et d'élimination sont récapitulées dans les annexes 1 et 2 de la directive 2008/98/CE.

3. PROCESSUS DE TRANSFORMATION DES MATIERES ORGANIQUES

3.1. Compostage

Le compostage est un processus de dégradation biologique complexe pour lequel il existe différentes définitions. L'arrêté du Gouvernement wallon du 18 juin 2009 définit le compostage comme le processus de décomposition biologique autotherme et thermophile de biomatière en présence d'oxygène et dans des conditions contrôlées. Les matières organiques subissent un traitement mécanique d'aération adéquat permettant leur décomposition aérobie. Une matière humique stable, hygiénisée, riche en matière organique, appelée compost est produite sous l'action de micro- et de macro-organismes (Ministère de la Région wallonne, 2009). Un fumier est réputé composté lorsque sa température, après s'être élevée à plus de 60 °C, est redescendue à moins de 35 °C (Ministère de la Région wallonne, 2011). Le compostage peut être défini comme un processus de transformation biologique de matériaux organiques divers (Godden, 1986). C'est un processus oxydatif qui comprend une phase thermophile. Les produits formés sont principalement du CO₂ et un produit stabilisé : le compost mûr. Les déchets organiques de départ sont colonisés, transformés par une succession de différentes populations microbiennes. Chacune de ces populations modifie le milieu puis est remplacée par d'autres mieux adaptées à ces conditions.

Un des objectifs poursuivi dans le processus de compostage est d'obtenir un produit dont les niveaux en matières indésirables sont les plus bas possible. Cela concerne le verre, les plastiques et autres substances grossières, les éléments traces métalliques, les composés traces organiques et les pathogènes. Diverses techniques en cours de développement ont pour but de diminuer la présence de ces contaminants dans le compost. Ces techniques améliorent la séparation des impuretés avant et pendant le processus de compostage. Les autres principaux types de compost sont faits à partir d'écorce, engrais de ferme et boues de stations d'épuration (ensemble ou séparément).

Les unités de compostage peuvent avoir des capacités de traitement très diverses, pouvant aller de 1 000 t à plus de 100 000 t par an. Les techniques utilisées sont très variées (compostage ouvert ou fermé, avec ou sans insufflation d'air, en andain, conteneur, box channel ou tunnel de compostage).

Le compostage ouvert et en andain est la technique la plus simple. Elle fonctionne généralement sans aération forcée et sans collecte des gaz produits. Les techniques avec système d'aération forcée sont principalement associées à la collecte et au traitement des gaz produits (biofiltre par exemple). Différentes techniques de séparation mécaniques sont généralement appliquées avant, pendant et/ou après le compostage pour éliminer les matières indésirables.

En fonction de la technique de compostage utilisée et la maturité du compost produit, la durée du processus varie d'un peu plus d'une semaine à quelques mois.

Une phase importante du processus de compostage a lieu par l'action des micro-organismes thermophiles à des températures de l'ordre de 60 °C et plus. Si ces températures sont maintenues durant assez longtemps, les micro-organismes pathogènes sont tués, ainsi que les graines d'adventices, le compost est alors considéré comme hygiénisé (IPTS, 2011). De plus, des monomères de phényl propane, de puissants antiseptiques actifs à de très faibles concentrations, participent à l'assainissement en cours de compostage.

Beaucoup d'installations, produisant du compost pour l'utilisation en tant qu'amendement ou substrat de culture, dépendent de la partie biodégradable des déchets ménagers (déchets de cuisine et/ou de parcs et jardins).

3.2. Biométhanisation

La biométhanisation est définie comme la dégradation de matière organique en l'absence d'oxygène (digestion anaérobie) et à l'abri de la lumière par l'action combinée de plusieurs communautés de micro-organismes avec production d'un mélange gazeux appelé biogaz pouvant être utilisé comme combustible et d'un digestat recyclé comme amendement agricole (Ministère de la Région wallonne, 2008). La digestion anaérobie est un processus naturel contrôlé tirant parti de la capacité des micro-organismes à décomposer les matières organiques, principalement dans des conditions de températures appropriées pour les bactéries mésophiles et thermophiles (IPTS, 2011; WRAP, 2012).

En pratique, le processus se déroule dans un bâtiment étanche, généralement durant quelques semaines et produit un biogaz riche en méthane (45 - 80 % de contenu en méthane). Ce biogaz peut être utilisé pour produire de la chaleur et/ou de l'électricité. Une partie de ce biogaz peut être utilisée pour chauffer le digesteur aux températures requises (30 – 60 °C). Le biogaz peut aussi être raffiné pour obtenir du méthane plus concentré, afin de pouvoir être injecté dans le réseau de distribution de gaz domestique ou être utilisé comme combustible pour le transport. Les matières biodégradables utilisées entrant dans le processus de biométhanisation produisent aussi un résidu de digestion appelé digestat.

Selon l'arrêté du Gouvernement wallon (AGW) du 25 septembre 2008, le digestat est défini comme une matière qui résulte de la fermentation anaérobie. Il ressemble à une boue liquide/semi-solide qui peut être utilisée en tant qu'engrais liquide organique exogène à l'agriculture (IPTS, 2011). Il peut se présenter en un tout ou séparé en une phase liquide (liqueur) et une phase semi-solide/solide (fraction fibreuse, similaire au compost) (IPTS, 2011; WRAP, 2012). Le digestat peut aussi subir un compostage pour augmenter la stabilité et diminuer les risques sanitaires (pathogènes). Les liquides issus du processus sont en grande part réinjectés dans le système ; l'excès est utilisé en tant qu'engrais, s'il répond aux normes de qualité ou est évacué dans le réseau d'égouttage dans le cas contraire (IPTS, 2011). Dans ce dernier cas, il existe des normes spécifiques.

La biométhanisation est utilisée pour le traitement de différentes matières organiques pouvant être utilisées en mélange. Ces matières sont principalement les fractions biodégradables des déchets ménagers, les déchets agricoles (excréments, litières, pailles, feuilles de betterave et de pomme de terre), les déchets des industries agro-alimentaires (résidus de brasseries, presse de raisins, production de sucre, sous-produits d'abattoirs, résidus de transformation de la viande, eaux usées provenant de la transformation du lait) et les boues d'épuration (IPTS, 2011).

3.3. Fermentation

A côté de la production de biogaz via la digestion anaérobie, certains déchets biodégradables peuvent être utilisés pour la production de biocombustibles via fermentation. Les biocarburants de première génération utilisaient des plantes énergétiques comme le maïs, tandis que les biocarburants de seconde génération utilisent les résidus de cultures, contenant généralement de grandes quantités de lignocellulose. Le processus de production de biocombustibles à partir de ces matières requiert une étape supplémentaire pour rendre la matière fermentescible (craquage

à la vapeur de la partie lignocellulosique par exemple). Les matières subiront par la suite une fermentation qui mènera à la production de combustibles alcooliques (IPTS, 2011).

3.4. Séchage thermique

Dans le séchage thermique, les matières organiques sont séchées en utilisant une source de chaleur. Préalablement ou durant le séchage, ces matières perdent une quantité d'eau importante par des procédés mécaniques comme le pressage, la centrifugation, la filtration, etc.

Le séchage thermique est un procédé de traitement des boues résiduaires urbaines et industrielles avant épandage ou autre utilisation.

L'apport d'énergie peut se faire de trois façons :

- le séchage par conduction : chauffage par contact ;
- le séchage par convection : chauffage par mise en contact avec un gaz chaud ;
- le séchage par rayonnement : chauffage par ondes électromagnétiques – infrarouges ou micro-ondes.

Le séchage thermique est un procédé fortement énergivore. L'énergie consommée est inversement proportionnelle au degré de siccité initial. Généralement, ce sont des boues de siccité supérieures à 15 – 20 % qui sont séchées.

La siccité des matières séchées est principalement fonction de la destination finale envisagée.

Les avantages principaux du séchage sont la réduction du poids et du volume pour le stockage et le transport, la stabilisation et la diminution des nuisances olfactives des matières, l'hygiénisation, la mise en forme du produit final et l'amélioration des propriétés fertilisantes des boues lorsqu'on ajoute des nutriments (ADEME, 2004).

En Belgique, lorsque le digestat est séparé en une phase solide (fibreuse) et une phase liquide (liqueur), la partie fibreuse est souvent séchée thermiquement pour obtenir du digestat séché. Le digestat est considéré comme stable quand le contenu en matière sèche est de minimum 80 %. Le digestat séché peut être pressé en granulés afin d'obtenir un produit facile à épandre et à la dose désirée. Dans le cas où le digestat contient moins de 80 % de matière sèche (entre 40 et 80 %), le produit est appelé digestat partiellement séché (Anonyme, 2011b). Ce traitement permet de réduire le temps d'épandage, de limiter les pertes ammoniacales. Le digestat séché peut éventuellement être utilisé en litière à la place de la paille (Pirotte, 2012).

3.5. Séchage biothermique

Le séchage biothermique est une technique de dégradation accélérée de la matière organique en conditions aérobies contrôlées. Les matières organiques à traiter sont placées dans un endroit fermé permettant une aération par le bas du tas formé. L'insufflation d'air dans le tas provoque une accélération du processus de dégradation des matières organiques (type compostage) et une montée rapide en température. La chaleur libérée lors du processus vaporise l'humidité, diminue le volume et tue les micro-organismes pathogènes.

Le procédé de séchage biothermique est en fait un compostage raccourci. Le produit fini ne peut cependant pas être appelé « compost » car il n'est pas stable et mature. Les critères de qualité de ce processus considèrent en effet uniquement une montée en température de 70 °C durant

minimum une heure. Au final, le produit est séché et contient généralement minimum 40 % de matières sèches et 40 % de matières organiques sur la matière sèche (Comité engrais SPF, 2011).

Différents intrants sont autorisés à être utilisés pour ce processus par le SPF Santé publique. Parmi ces intrants, on retrouve notamment les engrais de ferme (fumiers de bovins, fumiers de porcs, fientes de poules, etc.), du compost de champignonnière, des coquilles d'œufs, etc.

3.6. Calcination

La calcination consiste à chauffer une matière à haute température (typiquement 500 à 1 000 °C) sous air ou sous atmosphère neutre. Cette augmentation provoque une perte de masse par dégradation accélérée de la matière organique. Les matières qui en résultent sont riches en éléments minéraux. Les fientes de volailles sont des exemples courants de matières qui sont calcinées et utilisées en tant que matière fertilisante.

3.7. Broyage

Le broyage vise à fragmenter la matière pour en réduire la taille afin de lui conférer une forme utilisable. Le choix d'un broyeur dépend principalement de la nature de la matière première, de la distribution granulométrique du produit et du volume de production que l'on cherche à obtenir (Temmerman, 2011).

En fonction de la forme de la biomasse, plusieurs types de broyeurs peuvent être envisagés. Les broyeurs à disques, à tambours et à vis sont surtout utilisés pour le broyage de grosses branches ou d'arbres entiers. Les broyeurs à dents et à cisailles sont utilisés pour le broyage de déchets biomasse (palettes ou bois de démolition non traités). Les broyeurs à marteaux sont très polyvalents et peuvent être utilisés pour la préparation de la matière quelle que soit sa forme de départ (hormis les arbres entiers). Le choix du broyeur est aussi fonction de la quantité de matière à broyer et de la qualité du produit désiré (Amie Assouh *et al.*, 2005).

3.8. Traitement biologique mécanique

Le traitement biologique mécanique (aussi appelé traitement biomécanique ou mécano-biologique) traite les déchets en isolant mécaniquement certaines parties et traitant biologiquement d'autres. Les traitements biologiques mécaniques regroupent plusieurs types de procédés mécaniques (broyage, criblage, séparation magnétique, etc.) et biologiques (principalement compostage et biométhanisation), qui peuvent être combinés de plusieurs façons, permettant d'atteindre des objectifs variés (Tauvel, 2006).

Après avoir isolé les déchets « non-biodégradables », ceux-ci peuvent encore être triés pour recycler les métaux. La partie non recyclée et « non-biodégradable », réduite et plus stable, peut être incinérée ou enfuie.

La partie biodégradable est généralement compostée ou biométhanisée (seule ou en combinaison). Le volume et la dégradabilité des matières sont donc réduits (stabilisation de la matière). Cette partie stabilisée et plus compacte peut être enfuie ou valorisée en agriculture si elle respecte les normes en vigueur pour les contaminants (IPTTS, 2011). La matière présentera moins de risque de production incontrôlée de méthane et de lixiviation.

Les unités de traitement biologique mécanique vont différer en fonction de deux facteurs principaux :

- le type de déchets à traiter (déchets ménagers bruts, déchets ménagers résiduels – après collecte sélective –, mélange avec des boues de station d'épuration) ;
- la destination finale des différents produits (enfouissement, traitement thermique, récupération d'énergie, valorisation matière) (Tauvel, 2006).

3.9. Traitements spécifiques aux boues des stations d'épuration urbaines et industrielles

Les boues résiduaires des effluents urbains et industriels correspondent aux résidus issus de la séparation liquide-solide à la sortie des unités de traitement de l'eau. Avant d'être utilisé en épandage ou en valorisation matière (intégration dans un produit tel que la brique ou le ciment), une série de traitements peuvent être mis en place (Figure 1).

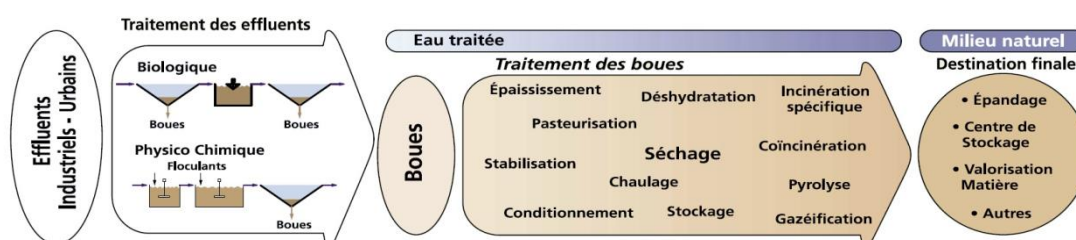


Figure 1. Traitements des boues issues des effluents industriels et urbains (ADEME, 2004).

Ainsi, les boues sont sujettes à une grande variabilité de traitement (Tableau 1) qui permet d'améliorer leurs propriétés et de diminuer les risques à l'épandage.

Tableau 1. Mode de traitements des boues avant épandage (Matsunaka *et al.*, 2006).

Objectifs de traitement Traitements	Objectifs de traitement		
	Stabilisation	Réduction de la teneur en eau	Hygiénisation
Compostage	X		X
Chaulage	X		X
Séchage thermique	X	X	X
Épaississement		X	
Déshydratation		X	
Pasteurisation			X
Digestion anaérobie thermophile	X		X

4. CLASSIFICATIONS EUROPEENNES DES MATIERES ORGANIQUES

Il existe potentiellement un grand nombre de matières organiques produites en Belgique et en Wallonie qui peuvent être utilisées sur ou dans les sols. Pour les composts et les digestats, la production de matière est réalisée à partir de divers intrants et mélanges de ceux-ci.

Un exemple de classification des matières organiques est celle mise en place en Europe pour les composts. Les critères de classification généralement utilisés sont les matières organiques employées, la qualité du compost produit (contenu en substances dangereuses, nutriments, impuretés) et l'utilisation pour laquelle le compost est destiné. Au niveau européen, ORBIT/ECN (2008) suggère une classification des matières par type (Tableau 2), par classe (Tableau 3) et par

utilisation (Tableau 4). Les types de compost sont définis par le type, l'origine et les caractéristiques des matières organiques utilisées pour sa production. Les classes de compost précisent le niveau de qualité en regard à la concentration en contaminants (ETM) et les impuretés macroscopiques. Le classement par type d'utilisation distingue les composts sur base des applications qui peuvent être faites (IPTs, 2011).

Tableau 2. Classification des composts par type.

Type	Signification
Compost de biodéchets	Compost de déchets de cuisine et de jardin (issu de la collecte sélective des matières organiques)
Compost de déchets verts	Compost produit à partir de déchets de parc et jardin
Compost VFG	Compost produit à partir de déchets de légume, fruit et de jardin. Types de compost mis en place en Flandre et aux Pays-Bas via la collecte des ordures ménagères organiques (viande exclue)
Compost biomix	Compost de biodéchets, déchets verts, boues d'épuration. Assez commun en Italie
Compost d'écorces	Compost produit avec des écorces sans autres matières organiques mais avec ajout d'azote
Compost d'engrais de ferme	Compost d'engrais de ferme solides ou semi-solides déshydratés
Compost de boues de station d'épuration	Compost de boues d'épuration déshydratées et de matières mélangées
Compost de déchets mélangés	Compost produit avec des ordures ménagères solides non triées à la source qui ont subi une séparation mécanique et un traitement biologique
Biodéchets stabilisés	Fraction organique biologiquement stabilisée (compostage) à partir de traitement biologique mécanique des déchets résiduels

Tableau 3. Classification des composts par classe.

Classe	Signification
Classe des ETM	Les classes de compost sont distinguées sur base des valeurs limites en ETM
Classe des impuretés	Limites pour le contenu en impuretés macroscopiques comme les plastiques, le métal et le verre. Un système à deux classes a été proposé. Une classe pour les composts pour la production alimentaire/pâturage et une pour les usages non-alimentaires

Tableau 4. Classification des composts par utilisation.

Utilisation	Signification
Compost pour l'agriculture biologique	Compost de biodéchets issus de la collecte sélective des matières organiques ménagères. Les composts doivent respecter des limites en ETM. Les composts de boues d'épuration urbaines sont interdits
Compost pour la production de nourriture	Composts doivent respecter certaines limites pour les ETM et impuretés (similaires aux classes B de la législation sur les boues)
Substrat de culture et terreau	Compost ayant des qualités spécifiques comme la taille des particules, le contenu en sel, la stabilité, la réponse de la plante, la disponibilité en éléments nutritifs, etc. Doit répondre à des caractéristiques attendues pour entrer dans la composition de substrats de culture ou de terreau
Compost de paillage	Compost à structure généralement plus grossière (présence de copeaux de bois) et moins mûr
Compost mûr	Compost complètement humifié et généralement recommandé et utilisé pour toute application (même sensible). Ces composts répondent à certaines exigences en termes de réponse des plantes et d'activité biologique (consommation d'oxygène, évolution du CO ₂ , auto-échauffement)
Compost frais	Matière partiellement dégradée qui est encore en décomposition mais thermiquement assainie (via la phase thermophile). Composts utilisés pour l'amélioration des sols et la fertilisation sur les sols agricoles. Ces composts répondent à certaines caractéristiques en termes de réponse des plantes et d'activité biologique (consommation d'oxygène, évolution du CO ₂ , auto-échauffement)

En Suisse, la classification des intrants de traitements biologiques (compostage et biométhanisation) est faite selon leur degré d'innocuité :

- inoffensifs du point de vue épidémiologique : concerne tous types d'installations ;
- douteux du point de vue épidémiologique : pour les intrants d'une installation de plus de 100 tonnes, des mesures de précautions sont nécessaires ;
- soumis à autorisation : matière critique du point de vue hygiénique. Des mesures supplémentaires d'hygiénisation sont nécessaires avant la valorisation (stérilisation sous pression, chauffage à 70 °C durant au moins une heure ou autres, chaulage).

Si un matériau de départ présente un risque général accru d'atteinte à l'environnement ou à la santé, il peut être interdit dans la production de compost ou de digestat (Anonyme, 2006).

5. INVENTAIRE DES MATIERES ORGANIQUES AUTORISEES A L'EPANDAGE EN BELGIQUE ET POTENTIELLEMENT UTILISEES SUR LES SOLS AGRICOLES WALLONS

5.1. Cadre légal mis en place

Dans le cadre du présent projet, un inventaire des matières organiques autorisées à être épandues en Belgique a été réalisé. Cet inventaire a pris en considération la liste des engrais, amendements du sol des substrats de culture, des produits connexes et des boues d'épuration se trouvant en annexe 1 de l'arrêté royal du 28 janvier 2013 relatif au commerce des engrais, des amendements du sol et des substrats de culture et la liste des dérogations octroyées pour l'utilisation de matières organiques sur ou dans les sols (Fytoweb, 2013). Ces deux listes correspondent aux matières valorisées au niveau belge ; aucune liste n'existant au niveau wallon. Cette liste de matières organiques a été complétée par l'inventaire des intrants potentiels des processus de compostage et de biométhanisation. Ce dernier inventaire a considéré différentes listes positives/indicatives issues de textes de loi et de documents du comité engrais (SPF).

L'arrêté du Gouvernement wallon du 18 juin 2009 contient dans son annexe 1 une liste des codes contenant des biomatières susceptibles d'être admises dans le compostage. Il est stipulé dans cet AGW que les matières admises ne peuvent être dangereuses. La liste des matières admises peut être étoffée par des matières dont il est démontré qu'elles améliorent le processus ou la qualité des matières. Aussi, les intrants du compostage doivent respecter des normes de teneurs en ETM (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn). Ces intrants ne peuvent avoir une fraction non décomposable de plus de 5 %, ne peuvent être du bois traité et doivent être compatibles avec le processus de compostage (Ministère de la Région wallonne, 2009).

La liste de ces matières sera étoffée dans le projet COMPSOL.

5.2. Etat des lieux en Région wallonne

Quasiment tous les déchets organiques sont biodégradables en présence et en l'absence d'oxygène (compostage et biométhanisation respectivement). Les déchets ligneux ne peuvent cependant pas être dégradés en l'absence d'oxygène (biométhanisation). La vitesse de dégradation dépend de différents paramètres qui comprennent entre autre l'humidité, la température, le pH et la structure physique des matériaux (IPTs, 2011).

Alors que les déchets verts de parcs et jardins représentaient auparavant la plus grande part des matières compostées, maintenant, d'autres matières deviennent de plus en plus importantes

(déchets ménagers issus du tri sélectif, déchets organiques agricoles, déchets des industries agro-alimentaires, etc.) (Saebo and Ferrini, 2006).

En Région wallonne en 2004, les quantités de déchets organiques pour le compostage représentent 276 120 tonnes dont 66 % sont des déchets verts, 25 % sont des ordures ménagères brutes et 9 % sont des déchets de cuisine. Les quantités de déchets organiques pour la biométhanisation représentent, pour la même année, 94 445 tonnes dont 20 % sont des déchets verts et 80 % sont des ordures ménagères brutes (Godin, 2007). En Région flamande en 2009, 881 000 tonnes de biodéchets ont été biométhanisés, 776 000 tonnes compostées et 341 000 tonnes séchées biothermiquement. Toujours en Flandre, en 2010, environ 800 000 tonnes M.S. de digestat ont été produites. Une large majorité a été utilisée en tant que substrat de champignonnière ou compost séché biothermiquement pour l'exportation (IPTs, 2011).

5.3. Etablissement d'un inventaire des matières organiques

La classification des intrants correspond à celle du catalogue wallon des déchets. Les matières organiques considérées peuvent soit être directement valorisées en agriculture, soit subir un traitement : compostage, biométhanisation ou autre (broyage, séchage, mise en solution, etc.).

Le projet COMPSOL établira plus spécifiquement les intrants possibles en compostage et en biométhanisation.

Le Tableau 5 synthétise succinctement les matières valorisées directement ou subissant préalablement à l'épandage un traitement tel que le compostage et la biométhanisation. Les matières ayant subi un traitement en compostage et en biométhanisation feront l'objet du projet COMPSOL.

Tableau 5. Matières organiques valorisables directement ou après un traitement par compostage, biométhanisation ou autre traitement.

Code wallon des déchets		Epandage direct	Compostage	Biométhanisation	Autre (broyage, séchage, mise en solution, etc.)
2	Matières organiques provenant de l'agriculture, de l'horticulture, de l'aquaculture, de la sylviculture, de la chasse et de la pêche ainsi que de la préparation et de la transformation des aliments.	x	x	x	x
02 01	Matières organiques provenant de l'agriculture, de l'horticulture, de l'aquaculture, de la sylviculture, de la chasse et de la pêche	x	x	x	x
02 01 01	Boues provenant du lavage et du nettoyage		x	x	
02 01 02	Déchets de tissus animaux		x	x	
02 01 03	Déchets de tissus végétaux	x	x	x	x
02 01 06	Fèces, urine et fumiers (y compris paille souillée), effluents, collectés séparément et traités hors site	x	x	x	x
02 01 07	Déchets provenant de la sylviculture	x	x	x	x
02 02	Déchets provenant de la préparation et de la transformation de la viande, des poissons et autres aliments d'origine animale		x	x	x
02 02 01	Boues provenant du lavage et du nettoyage		x	x	
02 02 02	Déchets de tissus animaux		x	x	x
02 02 03	Matières impropres à la consommation ou à la transformation		x	x	
02 02 04	Boues provenant du traitement in situ des effluents		x	x	
02 03	Déchets provenant de la préparation et de la transformation des fruits, des légumes, des céréales, des huiles alimentaires, du cacao, du café, du thé et du tabac, de la production de conserves, de la production de levures et d'extraits de levures, de la préparation et de la fermentation de mélasses	x	x	x	x

– Chapitre 1. Inventaire des matières et revue bibliographique sur les conditions d'utilisation des
matières organiques sur ou dans les sols –

02 03 01	Boues provenant du lavage, du nettoyage, de l'épluchage, de la centrifugation et de la séparation		x	x	
02 03 04	Matières impropres à la consommation ou à la transformation	x	x	x	x
02 03 05	Boues provenant du traitement in situ des effluents		x	x	
02 04	Déchets de la transformation du sucre	x	x	x	x
02 04 03	Boues provenant du traitement in situ des effluents		x	x	
02 04 99	Déchets non spécifiés ailleurs		x		
02 05	Déchets provenant de l'industrie des produits laitiers		x	x	x
02 05 01	Matières impropres à la consommation ou à la transformation		x	x	x
02 05 02	Boues provenant du traitement in situ des effluents		x	x	
02 06	Déchets de boulangerie, pâtisserie, confiserie		x	x	
02 06 01	Matières impropres à la consommation ou à la transformation		x	x	
02 06 03	Boues provenant du traitement in situ des effluents		x	x	
02 07	Déchets provenant de la production de boissons alcooliques et non alcooliques (sauf café, thé et cacao)	x	x	x	x
02 07 01	Déchets provenant du lavage, du nettoyage et de la réduction mécanique des matières premières		x	x	
02 07 02	Déchets de la distillation de l'alcool	x	x	x	x
02 07 04	Matières impropres à la consommation ou à la transformation	x	x	x	x
02 07 05	Boues provenant du traitement in situ des effluents		x	x	
3	Déchets provenant de la transformation du bois et de la production de panneaux et de meubles, de pâte à papier, de papier et de carton.	x	x	x	
03 01	Déchets provenant de la transformation du bois et de la fabrication de panneaux et de meubles	x	x	x	
03 01 01	Déchets d'écorce de liège				
03 01 05	Sciure de bois, copeaux, chutes, bois, panneaux de particules et placages ne contenant pas de substances dangereuses	x			

– Chapitre 1. Inventaire des matières et revue bibliographique sur les conditions d'utilisation des matières organiques sur ou dans les sols –

03 03	Déchets provenant de la production et de la transformation de papier, de carton et de pâte à papier	x	x	x	
03 03 01	Déchets d'écorce et de bois	x	x	x	
03 03 02	Liqueurs vertes (provenant de la récupération de liqueur de cuisson)			x	
03 03 05	Boues de désencrage provenant du recyclage du papier		x		
03 03 07	Refus séparés mécaniquement provenant du broyage de déchets de papier et de carton		x		
03 03 08	Déchets provenant du tri de papier et de carton destinés au recyclage		x	x	
03 03 10	Refus fibreux, boues de fibres, de charge et de couchage provenant d'une séparation mécanique		x	x	
03 03 11	Boues provenant du traitement in situ des effluents autres que les refus fibreux, boues de fibres, de charge et de couchage provenant d'une séparation mécanique		x	x	
4	Déchets provenant des industries du cuir, de la fourrure et du textile				
04 01	Déchets de l'industrie du cuir et de la fourrure		x		
04 01 01	Déchets d'écharnage et de refentes		x		
04 01 02	Résidus de pelanage		x		
04 01 05	Liqueur de tannage sans chrome				
04 01 07	Boues, notamment provenant du traitement in situ des effluents, sans chrome		x		
04 02	Déchets de l'industrie textile		x		
04 02 10	Matières organiques issues de produits naturels (par exemple : graisse, cire)		x		
04 02 20	Boues provenant du traitement in situ des effluents ne contenant pas de substances dangereuses		x		
04 02 21	Fibres textiles non ouvrées				
7	Déchets des procédés de la chimie organique.			x	
07 01	Déchets provenant de la Fabrication, Formulation, Distribution et Utilisation (FFDU) de produits organiques de base		x	x	
07 01 01	Eaux de lavage et liqueurs mères aqueuses		x	x	

– Chapitre 1. Inventaire des matières et revue bibliographique sur les conditions d'utilisation des
matières organiques sur ou dans les sols –

07 02	Déchets provenant de la FFDU de matières plastiques, caoutchouc et fibres synthétiques		x	x	
07 02 12	Boues provenant du traitement in situ des effluents ne contenant pas de substances dangereuses			x	
07 02 13	Déchets plastiques (emballages et plastiques biodégradables et plastiques biobasés)		x	x	
07 05	Déchets provenant de la FFDU des produits pharmaceutiques		x	x	
07 05 14	Déchets solides ne contenant pas de substances dangereuses		x		
07 05 15	Boues provenant du traitement in situ des effluents ne contenant pas de substances dangereuses			x	
07 06	Déchets provenant de la FFDU des corps gras, savons, détergents, désinfectants et cosmétiques			x	
07 06 12	Boues provenant du traitement in situ des effluents ne contenant pas de substances dangereuses			x	
07 07	Déchets provenant de la FFDU de produits chimiques issus de la chimie fine et de produits chimiques non spécifiés ailleurs et non dangereux			x	
15	Emballages et déchets d'emballages, absorbants, chiffons d'essuyage, matériaux filtrants et vêtements de protection non spécifiés ailleurs.		x	x	
15 01	Emballages et déchets d'emballages (y compris les déchets d'emballage ménagers collectés séparément)		x	x	
15 01 01	Emballages en papier/carton		x	x	
15 01 02	Emballages en matières plastiques (emballages et plastiques biodégradables et plastiques biobasés)		x	x	
15 01 03	Emballages en bois		x	x	
15 01 05	Emballages composites (emballages et plastiques biodégradables et plastiques biobasés)		x	x	
15 01 09	Emballages textiles		x	x	
15 02	Absorbants, matériaux filtrants, chiffons d'essuyage et vêtements de protection			x	
15 02 03	Absorbants, matériaux filtrants, chiffons d'essuyage et vêtements de			x	

– Chapitre 1. Inventaire des matières et revue bibliographique sur les conditions d'utilisation des
matières organiques sur ou dans les sols –

	protection ne contenant pas de substances dangereuses				
19	Déchets provenant des installations de gestion des déchets, des stations d'épuration des eaux usées hors site et de la préparation d'eau destinée à la consommation humaine et d'eau à usage industriel.	x	x	x	x
19 02	Déchets provenant des traitements physico-chimiques des déchets (notamment, déchromatation, décyanuration, neutralisation)			x	
19 02 10	Déchets combustibles ne contenant pas de substances dangereuses			x	
19 02 99	Déchets non spécifiés ailleurs			x	
19 05	Déchets de compostage		x	x	
19 05 01	Fraction non compostée des déchets municipaux et assimilés		x	x	
19 05 02	Fraction non compostée des déchets animaux et végétaux		x	x	
19 05 03	Compost déclassé		x	x	
19 06	Déchets provenant du traitement anaérobie des déchets		x	x	x
19 06 03	Liqueurs provenant du traitement anaérobie des déchets municipaux		x	x	
19 06 04	Digestats provenant du traitement anaérobie des déchets municipaux		x	x	x
19 06 05	Liqueurs provenant du traitement anaérobie des déchets animaux et végétaux		x	x	
19 06 06	Digestats provenant du traitement anaérobie des déchets animaux et végétaux		x	x	x
19 08	Déchets provenant d'installations de traitement des eaux usées non spécifiés ailleurs	x	x	x	x
19 08 05	Boues provenant du traitement des eaux usées urbaines	x	x	x	x
19 08 09	Mélanges de graisse et d'huile provenant de la séparation huile/eaux usées contenant uniquement des huiles et graisses alimentaires			x	
19 08 12	Boues provenant du traitement biologique des eaux usées industrielles ne contenant pas de substances dangereuses	x	x	x	x

– Chapitre 1. Inventaire des matières et revue bibliographique sur les conditions d'utilisation des matières organiques sur ou dans les sols –

19 08 14	Boues provenant d'autres traitements des eaux usées industrielles ne contenant pas de substances dangereuses	x	x	x	x
19 09	Déchets provenant de la préparation d'eau destinée à la consommation humaine ou d'eau à usage industriel	x	x	x	x
19 09 02	Boues de clarification de l'eau	x	x	x	x
19 09 03	Boues de décarbonatation	x		x	
19 12	Déchets provenant du traitement mécanique des déchets (par exemple, tri, broyage, compactage, granulation) non spécifiés ailleurs et ne contenant pas de substances dangereuses		x	x	
19 12 07	Bois ne contenant pas de substances dangereuses		x		
20	Déchets municipaux (déchets ménagers et déchets assimilés provenant des commerces, des industries et des administrations), y compris les fractions collectées séparément.		x	x	
20 01	Fractions collectées séparément sauf emballages et déchets d'emballages, y compris les déchets d'emballages ménagers, collectés séparément		x	x	
20 01 01	Papier et carton		x	x	
20 01 08	Déchets de cuisine et de cantine biodégradables		x	x	
20 01 25	Huiles et matières grasses alimentaires		x	x	
20 01 38	Bois ne contenant pas de substances dangereuses		x	x	
20 02	Déchets de jardins et de parcs (y compris les déchets de cimetière)	x	x	x	
20 02 01	Déchets biodégradables de jardins et de parcs	x	x		
20 03	Autres déchets municipaux		x	x	
20 03 02	Déchets de marchés		x	x	
20 96	Autres déchets en provenance de l'activité usuelle des ménages		x		
20 96 62	Fraction compostable ou biométhanisable des ordures brutes		x		

5.4. Listes des matières organiques autorisées à être valorisées sur les sols en Belgique

La liste des matières autorisées à être commercialisées en Belgique se trouve à l'Annexe 1 de l'arrêté royal relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des engrais (Service Public Fédéral,

2013), des amendements du sol et des substrats de culture. Il faut ajouter à ces matières les dérogations, celles-ci sont disponibles sur le site internet de Fytoweb (voir références bibliographiques). Dans ces deux documents, nous retrouvons comme matières organiques :

- Algues organiques séchées
- Amendement organique de synthèse sous forme de mousse
- Amendement organique mélangé (mélanges de produits organiques plus ou moins riches en matière organique)
- Boues d'épuration destinées à l'agriculture (avec indication du secteur d'activité)
- Compost de champignonnière
- Compost de déchets organiques (déchets verts, déchets de l'agro-alimentaire et carbonate de calcium)
- Compost de déchets verts provenant de sites de compostage d'intercommunales
- Compost de digestat de résidus ménagers organiques (IDELUX-AIVE : Habay et Tenneville)
- Compost de fumier (avec indication de(s) l'espèce(s) animale(s) dont il provient) et d'algues marines
- Compost de résidus ménagers organiques
- Compost d'écorces de bois de feuillus et résineux
- Compost VFG (Vegetal, Fruit, Garden) (fruits, légumes et déchets de jardins, avec un minimum de branches)
- Compost VFG (provenant du post-compostage de digestat)
- Concentrat après la séparation de la fraction liquide du digestat de fumier, culture énergétique et déchets organiques
- Concentré liquide d'acides humiques et fulviques
- Conditionneur de sol organique à base de compost de déchets organiques et de cendres de sons
- Conditionneur de sol organique séché biothermiquement, riche en matière organique et à base d'excréments de volaille, excréments de porc et déchets organiques biologiques
- Coques de cacao
- Coques de café séchées
- Digestat de cultures énergétiques et de déchets organiques
- Digestat de cultures énergétiques et de déchets végétaux
- Digestat de déchets organiques
- Digestat de fumier et déchets organiques
- Digestat de fumier, cultures énergétiques et déchets organiques/déchets végétaux
- Digestat séché (partiellement) de fumier, cultures énergétiques et déchets organiques

- Digestat séché de déchets organiques
- Digestat séché de fumier, cultures énergétiques et déchets organiques
- Ecorce de pins (*Pinus maritima*)
- Ecumes de vinasse de chicorée (dénomination commerciale : Point Noir)
- Effluent après épuration du digestat de cultures énergétiques et déchets organiques
- Effluents après séparation de la fraction liquide du digestat de déchets organiques
- Engrais composé de NPK ou PK à base de son de blé (éventuellement avec des éléments secondaires)
- Engrais composé organique (NPK, NP, NK ou PK) avec agent mouillant
- Extrait d'algues avec du potassium et des oligo-éléments
- Extrait de vinasse
- Extrait de vinasse contenant de l'ammoniac dérivé de la production de glutamate de sodium
- Extrait de vinasse humide
- Extrait de vinasse NK issu de la production d'acides aminés additionnés de bactéries
- Farine animale hydrolysée pour engrais
- Farine de poils pour engrais
- Farine de poisson, farine animale, farine de viande et d'os, farine de plumes, poudre d'os, laine, eau de pressage de poissons, sous-produit du travail des peaux, galalithe en poudre, poudre de cornes, farine de cuir ou autres produits et sous-produits d'origine animale à admettre, suivi de l'indication "pour engrais" (dénomination à utiliser selon la nature du produit).
- Farine de tourteaux d'oléagineux. Coques de cacao. Radicelles de malt ou autres produits et sous-produits d'origine végétale à admettre suivi de l'indication "pour engrais". (Dénomination à utiliser selon la nature du produit).
- Fraction liquide (épaissie) du digestat de cultures énergétiques et de déchets végétaux
- Fraction liquide (épaissie) du digestat de déchets organiques
- Fraction liquide (épaissie) du digestat de fumier, cultures énergétiques et déchets organiques
- Fraction liquide du digestat de cultures énergétiques et de déchets organiques
- Fraction liquide du digestat de cultures énergétiques et de déchets végétaux
- Fraction liquide du digestat de fumier, de cultures énergétiques et de déchets organiques
- Fraction solide de digestat de cultures énergétiques et de déchets organiques
- Fraction solide de digestat de déchets organiques mélangés avec des boues de décarbonatation
- Fraction solide du digestat de cultures énergétiques et de déchets végétaux

- Fraction solide du digestat de fumier, cultures énergétiques et déchets organiques
- Fraction solide séchée (partiellement) de digestats de fumier, cultures énergétiques et déchets organiques
- Fraction solide séchée (partiellement) d'excrément de bovin, excrément de porc et digestat provenant d'engrais de ferme, cultures énergétiques et déchets organiques
- Fruits de neem séchés et broyés
- Fumier séché de ... (avec indication de(s) (l')espèce(s) animale(s) dont il provient). Si le fumier séché contient de la litière de tourbe ou de la sciure de bois, il y a lieu de la renseigner dans la dénomination
- Gâteau de filtration de diatomée contenant de la matière biodégradable
- Gâteau de filtration de la fermentation par *Bacillus subtilis* pour engrais
- Gâteau de filtration de la fermentation par *Penicillium chrysogenum*
- Gâteau de filtration issu de la production d'acide lactique
- Gâteau de pépins de raisin
- Guano
- Liqueur mère de potassium (issu du processus de production de la méthionine)
- Litière de tourbe
- Lombricompost de fumier de ... (indication de l'espèce animale dont provient le fumier)
- Mélange d'amendement organique additionné de bactéries
- Mélange d'amendement riche en matière organique à base de farine de tourteaux, de coques de cacao et de compost vert
- Mélange d'amendement riche en matière organique à base de tourbe, terreau de feuilles et d'aiguilles et d'écorce de pin compostées
- Mélange de conditionneurs de sols compostés
- Mélange d'engrais organique NPK additionné de bactérie et mycorhize
- Mélange d'engrais organique NPK additionné de bactéries
- Mélange d'engrais organique NPK ou NP contenant du phosphate naturel modérément broyé
- Mélange d'engrais organique NPK, NP ou NK contenant des acides humiques et fulviques (parfois des éléments secondaires et oligo-éléments aussi)
- Mélange d'engrais organique NPK, NP ou PK contenant du phosphate naturel modérément broyé
- Mélange d'engrais organique NPK, NP, NK et PK additionné de bactéries
- Mélange d'engrais organiques contenant de la protamylasse
- Mélange d'excréments de volaille, excréments de bovin, excréments de porc et/ou excréments de cheval, riches en matière organique et séché biothermiquement

- Mélange d'excréments de volaille, excréments de porc et/ou matières premières autorisées riches en matière organique et séché biothermiquement
- Moûts de distillerie
- Oligo-éléments avec un mélange de conditionneurs de sol organiques riches en matière organique
- Poussière de tabac pour engrais
- Précipité de vinasse ammoniacale de chicorée
- Pulpe de betterave séchée
- Pulpe de raisin séchée pour engrais
- Pulpes de raisins séchées
- Sang desséché pour engrais
- Solution de mélange d'engrais organique NPK, NP, NK et PK additionné de bactéries
- Solution d'engrais organiques azotés
- Sous-produits de cacao
- Suspension de matières organiques avec oligo-éléments
- Terre de bruyère forestière
- Terre de diatomées
- Terre de tourbières (suivi éventuellement de l'indication de la provenance : ... de carex, ... de laîche sou bouleau, ... de forêt, ... de laîche et roseau, ou autres indications admises)
- Terres de diatomées provenant de la production de levures
- Tiges de tabac
- Tourbe horticole
- Vinasse
- Vinasse de chicorée

5.5. Parts des différentes matières organiques utilisées sur les sols agricoles belges

La valorisation et le recyclage de matières agricoles, industrielles ou urbaines en agriculture concernent entre autres les écumes de papeterie, les boues de station d'épuration industrielles et urbaines, les composts de déchets verts, les vinasses de sucrerie, etc.

Ces matières sont valorisées en Belgique par les membres¹ de la FERAB (Fédération des Entreprises de Recyclage Agricole en Belgique) sur près de 35 000 ha de terres agricoles. Cette

¹ Agricompost, Compofert, Distrifarm, Ecofert, Invader, Sede Benelux et Sodecom.

activité concerne plus de 3000 agriculteurs et une centaine d'industriels et collectivités publiques (intercommunales).

Les quantités de matières valorisées par l'ensemble des membres de la FERAB (Figure 2) représentent plus de 40 % du marché belge estimé du recyclage en agriculture (hors déjection animale) (FERAB, 2005).

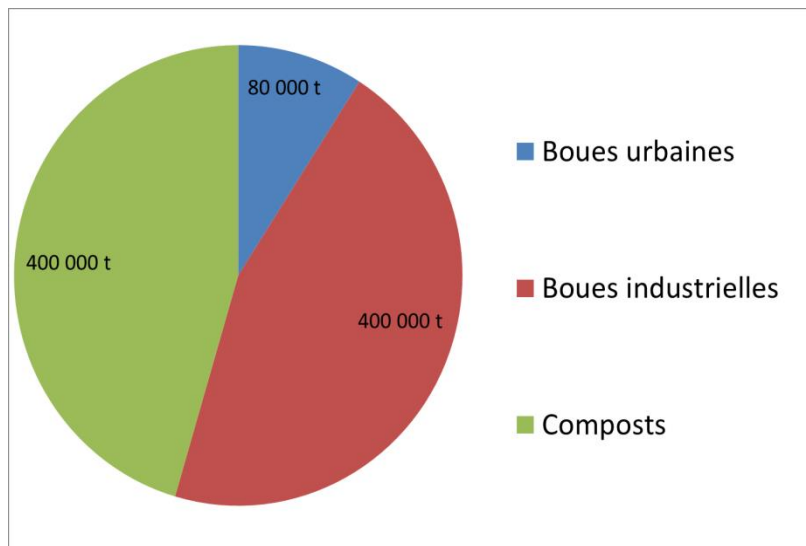


Figure 2. Marché belge du recyclage en agriculture (FERAB, 2005).

5.6. Parts des différentes matières organiques utilisées sur les sols agricoles en Région wallonne

La Direction de la Protection des Sols (DPS – SPW) délivre des certificats d'utilisation des matières organiques exogènes sur ou dans les sols. Ce certificat d'utilisation doit être demandé en vue de l'épandage d'une matière organique exogène.

En 2008, 476 879 tonnes de matières organiques exogènes ont été autorisées pour l'épandage sur les sols agricoles en Région wallonne. Parmi ces matières, 11 % étaient des boues d'épuration urbaines, 34 % des boues d'épuration industrielles, 32 % des composts, 23 % des digestats (Figure 3).

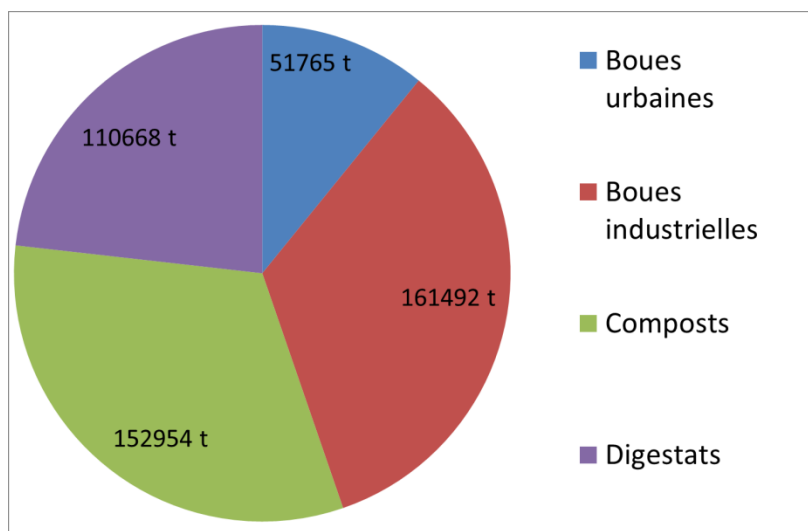


Figure 3. Répartition des quantités de matières organiques exogènes employées en Région wallonne (données de 2008).

Parmi les 152 954 tonnes de compost de l'année 2008, 8 % étaient du compost de biodéchets (hors déchets verts), 79 % du compost de déchets verts et 14 % du compost de boues d'épuration.

6. MODES D'UTILISATION DES MATIERES ORGANIQUES

Nous avons regroupé ci-après l'information qui a pu être trouvée sur les modes d'utilisation des matières organiques reprises dans les listes précédentes.

6.1. Acides humiques et fulviques

Les concentrés liquides d'acides humiques et fulviques sont soit d'origine minière (roche carbonée : léonardite) ou proviennent d'un processus de compostage. Différentes formulations existent, ce concentré peut contenir par exemple une solution contenant 12 % d'acides humiques et 3 % d'acides fulviques. Ce produit est à réserver aux sols très pauvres en matières organiques afin d'améliorer la capacité d'échange de ces sols (Leclerc, 2001). Ce concentré peut être utilisé pour les arbres fruitiers, les cultures maraîchères, les plantes horticoles, en pépinière et en grande culture. La solution d'acides humiques et fulviques est idéalement employée sur les cultures de betterave, céréale (blé, orge), concombre, fraise, fruits à noyau, fruits à pépins, laitue, maïs, pomme de terre, tomate et vigne.

6.2. Algues et dérivés d'algues marines

Les algues sont traditionnellement récoltées sur les côtes françaises sous forme de varech et de goémons (mélange de fucus). Le terme varech recouvre des mélanges d'algues (fucus, laminaires) et de plantes marines (zostères, pocidonies, etc.) (Leclerc, 2001a).

Les algues peuvent être utilisées après traitement physique ou non (Leclerc, 2001a). Les algues séchées sont fréquemment utilisées en maraîchage ou en horticulture (Destain, 2012). Les extraits de molécules organiques de celles-ci sont également utilisés en agriculture et horticulture (Leclerc, 2001a).

De nombreux effets bénéfiques sont rapportés à l'utilisation des extraits d'algues en agriculture. Les effets principaux sont l'amélioration du taux de germination, l'augmentation des rendements, de la résistance au froid et à certaines maladies et l'intensification de l'absorption des éléments minéraux du sol (Louvieaux, 2004).

Les algues marines contiennent quatre types de composants particulièrement intéressants que sont les colloïdes, les acides aminés et les éléments minéraux, les sucres et les phytohormones (Louvieaux, 2004). Les algues sont riches en oligo-éléments et peuvent être utiles pour la prévention des carences. Leurs matières organiques facilement décomposables contiennent des quantités intéressantes d'azote ($\pm 2\%$) et de potassium (1 – 3 %) mais peu de phosphore (Leclerc, 2001a).

Les bêtaïnes, dérivées d'acides aminés, sont des molécules dont les effets bénéfiques ont été démontrés pour les plantes. Elles favorisent l'adaptation au stress thermique, hydrique et salin (Louvieaux, 2004; Balusson, 2012).

Les phytohormones (auxines, cytokynines et gibbérellines) présentes en faibles quantités agiraient au niveau du développement des organes, tandis que les polysaccharides seraient impliqués dans la stimulation des réactions de défenses naturelles des plantes (Louvieaux, 2004).

Dans le cas d'apports d'algues brutes, il faut prêter attention au risque d'excès possible de salinité dû au chlorure de sodium contenu dans l'eau de mer : l'excès de salinité peut conduire à une déstructuration des sols (Leclerc, 2001a).

Les algues et produits d'algues peuvent être utilisés en agriculture biologique et se trouvent à l'annexe II A du règlement (CE) n° 2092/91 (Communauté européenne, 1991). Ces derniers doivent être obtenus uniquement par :

- traitements physiques incluant déshydratation, congélation et broyage ;
- extraction à l'eau, ou avec des solutions aqueuses acides et/ou basiques ;
- fermentation.

6.3. Bois raméaux fragmentés

Les bois raméaux fragmentés (BRF) sont des résidus d'élagage ou tout autre résidu de bois de petit diamètre (< 7 cm) et comprenant des parties vertes. Les BRF sont surtout importants par leur teneur élevée en lignine. Les BRF sont recommandés pour remonter le taux d'humus et l'activité biologique du sol (Leclerc, 2001a).

Le broyat peut être introduit dans la couche supérieure du sol ou être utilisé comme paillis. Celui-ci permet une diminution importante du ruissellement et de l'érosion des sols (Chambre syndicale des Améliorants Organiques et Supports de Culture, 2012).

La première année, les BRF nécessitent une application de 1 à 2 kg d'azote par tonne de BRF.

Les BRF entrent dans la catégorie « sciure et copeaux de bois » de l'annexe II A du règlement (CE) n°2092/91. Les bois utilisés ne doivent pas être traités chimiquement après abattage (Leclerc, 2001a).

6.4. Boues

Les boues sont obtenues lors de la mise en œuvre d'opération d'épuration des eaux usées de nature domestique ou industrielle. Selon les traitements des boues en station d'épuration, la teneur initiale en eau et en matières organiques peut fortement être modifiée (Leclerc, 2001a).

Les boues sont classées en quatre catégories selon leur niveau de séchage :

- boues liquides, teneur en matière sèche de moins de 10 % ;
- boues pâteuses, teneur en matière sèche comprise entre 10 et 30 % ;
- boues solides, teneur en matière sèche comprise entre 30 et 60 % ;
- boues solides-sèches, teneur en matière sèche comprise entre 60 et 90 %.

Les boues ont une valeur fertilisante pour les sols grâce à leurs teneurs en azote, phosphore, potassium, calcium, magnésium, oligo-éléments et en matière organique. Les boues de stations d'épuration urbaines et industrielles peuvent être utilisées en agriculture. Pour cela, les sols et les boues doivent respecter les normes (paramètres agronomiques, ETM, CTO, zones sensibles) (Anonyme, 2010c).

Les boues sont surtout intéressantes pour leur richesse en phosphore et en azote. La richesse en phosphore conditionne souvent la dose d'épandage (Leclerc, 2001a).

Les risques de contamination sanitaire par des agents biologiques peuvent efficacement être maîtrisés par le respect des règles d'épandage ou par des traitements spécifiques (chaulage, séchage, compostage, etc.). La majorité des boues sont stabilisées par traitement à la chaux. Ces boues sont intéressantes comme amendement calcaire pour remonter le pH des sols acides.

Le carbone contenu dans les boues d'épuration est rapidement assimilé puis respiré par les micro-organismes du sol. Il entretient peu le stock d'humus du sol. L'azote, rapidement libéré, peut être utilisé par les plantes.

L'épandage des boues est soumis à une législation spécifique (Ministère de la Région wallonne, 1995b). Les boues ne peuvent être utilisées sur ou dans les sols seulement si certaines conditions sont satisfaites. Sur les prairies ou les cultures fourragères, il faut épandre les boues plusieurs semaines (> 6 semaines) avant la mise en pâture ou la récolte des cultures fourragères. Un délai avant récolte de 10 mois doit notamment être respecté sur un sol destiné à des cultures maraîchères et fruitières. L'épandage est interdit sur des sols occupés par des cultures maraîchères et fruitières ainsi que sur les sols forestiers et dans les réserves naturelles.

6.5. Cacao et sous-produits

Les écorces de cabosses de cacao (compostées ou non) peuvent être utilisées en tant qu'amendement des sols (Ibiremo *et al.*, 2006). Les sous-produits de cacao sont fréquemment utilisés en maraîchage ou en horticulture (Destain, 2012). Les fèves et les coques de cacao contiennent un alcaloïde, la théobromine, toxique pour les animaux et limitant donc son utilisation. Le taux de théobromine est cependant très faible dans les cabosses. Les cabosses sont riches en potassium (ORBIT/ECN, 2008). Dans les pays du sud comme la Côte d'Ivoire, la valorisation agronomique de la coque de cacao est investiguée afin de résoudre des problèmes de fertilité de sols très dégradés (Danho Djeke *et al.*, 2011).

6.6. Composts

Le compost influence la fertilité du sol et la santé des plantes. Les effets peuvent être positifs ou négatifs en fonction de la qualité du compost et de son utilisation (Fuchs *et al.*, 2008). La gestion inadéquate du processus de compostage peut produire des composts contenant des pathogènes, des graines de mauvaises herbes ou des composés toxiques qui peuvent causer des dommages aux cultures (Fuchs *et al.*, 2008). La gestion appropriée du processus de compostage permet de produire un compost de qualité stimulant la croissance des plantes et protégeant les cultures des maladies. Le contenu en substances organiques et en nutriments varie beaucoup entre les différents composts. Ce sont les intrants organiques utilisés dans le compostage qui influencent majoritairement ces teneurs (Fuchs *et al.*, 2008). Une connaissance précise de la disponibilité en nutriments dans les composts est importante étant donné la contamination potentielle des eaux souterraines (Iglesias-Jimenez and Alvarez, 1993).

Étant donné que les composts diffèrent dans leur composition, ils peuvent être mal utilisés et inhiber la croissance, diminuer la qualité voire favoriser la mort des plantes (Saebo and Ferrini, 2006). Les composts peuvent être utilisés en différentes quantités et de manières diverses selon leur destination finale. S'ils sont immatures, ils peuvent diminuer les rendements des cultures via le phénomène de soif d'azote provoqué par un excès de composés carbonés facilement assimilables (Iglesias-Jimenez and Alvarez, 1993). La maturité du compost est donc un paramètre important à évaluer (Boulter-Bitzer *et al.*, 2006). Le suivi de la qualité du compost est important pour connaître les utilisations qui peuvent en être faites. Pour chaque utilisation, les caractéristiques physico-chimiques importantes peuvent être optimisées (Tittarelli *et al.*, 2007).

Le tri à la source ou avant le compostage permet d'améliorer la qualité des composts et ainsi, garantir une utilisation plus sûre sur les sols (Nevens and Reheul, 2003; Hargreaves *et al.*, 2008).

En fonction de leur degré de maturité et de leur qualité, les composts de déchets urbains peuvent être utilisés dans les vignobles, pour la culture de champignons, l'horticulture (spots de compost frais), la sylviculture, l'aménagement paysager (parterre de fleurs), préparation de terrains de sports, entretien de terrains de golf, entretien de parcs publics et privés, entretien de remblais autoroutiers pour couvrir les systèmes d'évacuation des déchets, réhabilitation de sites comme les mines et les sablières (Déportes *et al.*, 1995). Il n'y a pas de compost parfait mais plusieurs types de composts, chacun étant adapté à une utilisation bien particulière (Saebo and Ferrini, 2006).

6.6.1. Amendement

Le compost doit être considéré comme un amendement et doit suivre les principes des bonnes pratiques agricoles et sylvicoles utilisées pour la fertilisation (Henry and Bergeron, 2005; Tittarelli *et al.*, 2007). En effet, le caractère fertilisant du compost (approvisionnement en nutriments) est, dans beaucoup de cas, moins important que le caractère amendant (IPTS, 2011). La valeur amendante d'un compost est liée à son niveau de stabilité défini par la résistance de la matière organique qu'il contient à la biodégradation (Houot *et al.*, 2009b). La matière organique apportée via le compost joue un rôle important pour la fertilité du sol dans son ensemble. En plus de son action amendante, le compost apporte des quantités significatives de nutriments se trouvant principalement sous forme organique. Dans le sol, la minéralisation des composés organiques du compost se déroulera à des vitesses variant en fonction du degré de stabilité de la matière organique, de la fertilité biologique et du climat. Les caractéristiques idéales d'un amendement organique comme le compost sont une concentration élevée en matières organiques et une

stabilité élevée de celles-ci (teneur en substances humiques élevées). Les autres qualités générales auxquelles un compost doit répondre sont l'absence de mauvaise odeur, une faible teneur en sels, l'absence de substances polluantes ou de particules inhibant la germination et la croissance, le contenu en nutriments et la taille des particules.

Le compost de déchets organiques municipaux est de plus en plus utilisé en agriculture en tant qu'amendement du sol via l'apport de matières organiques mais aussi en tant qu'engrais par l'apport de nutriments. Cette pratique permet de recycler les déchets municipaux au lieu de les mettre en décharge. Cependant, ces composts sont souvent critiqués quant à leurs teneurs élevées en ETM. Les composts de déchets organiques municipaux peuvent être riches en sels, ce qui peut inhiber la croissance des plantes et affecter la structure du sol (Hargreaves *et al.*, 2008).

Les composts VFG (Vegetable, Fruit, Garden) sont généralement utilisés en agriculture et en horticulture, les autres secteurs ne pouvant absorber que des quantités limitées (Nevens and Reheul, 2003).

6.6.2. Substrat de culture pour pépinières et serres

Le compost peut aussi être utilisé comme composant de milieu de culture. Les milieux de culture sont des matériaux, autre que le sol, dans lesquels les plantes sont cultivées. Environ 60 % des milieux de culture sont utilisés sous forme de terreau pour les loisirs de jardin. Le reste est utilisé pour des applications professionnelles (serres, etc.). En Europe, 20 à 30 millions de m³ sont utilisés annuellement comme milieux de culture. Dans le monde, 85 à 90 % du marché des milieux de culture sont occupés par la tourbe, le compost représentant moins de 5 %.

L'hétérogénéité des matrices et des procédés utilisés pour le compostage fait que la composition physico-chimique des composts est très variable. Les composts sont donc généralement utilisés en mélange avec la tourbe ou d'autres matières pour répondre aux caractéristiques requises, afin de pouvoir être utilisés en tant que substrat de culture en serre ou en pépinière (Tittarelli *et al.*, 2007; Anonyme, 2011b; IPTS, 2011). L'utilisation des composts en tant que substrat de culture en serre et pépinière doit considérer le pH, la salinité, l'espace poral, le contenu en eau et la capacité de rétention en eau (Tittarelli *et al.*, 2007).

6.6.3. Aménagement paysager

Le compost est utilisé pour la mise en place de gazons et les aménagements paysagers comme les pelouses, les parterres de plantes ornementales et de fleurs, les jardins, les toits végétalisés, l'entretien du paysage, les aménagements antiérosifs, les aires de repos, les plaines de jeux, les terrains de sports et les abords de voiries. Pour la bonne mise en place des pelouses, le compost doit être caractérisé par une teneur élevée en matière organique stable et doit être riche en substances humiques, afin de réduire au maximum la phytotoxicité potentielle sur les jeunes racines de gazon (Tittarelli *et al.*, 2007).

6.6.4. Restauration/protection des sols

Les composts peuvent être utilisés pour la restauration et la décontamination des sols (Tittarelli *et al.*, 2007).

Les composts apportent des nutriments, de la matière organique et procurent et maintiennent les micro-organismes dans le sol (Amlinger *et al.*, 2003). Les effets bénéfiques sur les sols sont l'augmentation de la rétention en eau et en nutriments, la diminution des besoins en pesticides,

la diminution du ruissellement des eaux lors d'événements pluvieux violents et la diminution de l'érosion du sol (Tittarelli *et al.*, 2007). Comme les écorces de bois, le compost peut être employé comme paillage pour diminuer le ruissellement et l'érosion des sols (Chambre syndicale des Améliorants Organiques et Supports de Culture, 2012).

Les composts contiennent des composés qui influencent positivement les processus biologiques dans le sol et améliorent les propriétés physiques et chimiques des sols. Les humates sont des substances organiques (acides) qui persistent après que la matière organique à action rapide se soit décomposée. Ces humates améliorent la structure du sol et facilitent notamment la pénétration des racines dans le sol. L'amélioration de la structure du sol joue aussi sur la capacité de stockage de l'eau du sol, ce qui peut être intéressant dans les zones sèches et les sols sableux. Tout ceci favorise la croissance des plantes, une meilleure stabilité, un meilleur statut nutritif (plus grand volume de sol exploré) et diminue les risques de stress hydrique. La matière organique constitue des sites supplémentaires de fixation des cations. Cela augmente la capacité d'échange cationique du sol et donc ses réserves potentielles en éléments nutritifs. Les micronutriments apportés par le compost remplacent avantageusement un engrais minéral coûteux (Saebo and Ferrini, 2006). Les composts contribuent à augmenter les niveaux en substances humiques qui diminuent l'occurrence des micro-organismes pathogènes et augmentent l'occurrence des micro-organismes bénéfiques (Pascual *et al.*, 2002; Rivero *et al.*, 2004).

Les effets des composts sur les maladies des plantes peuvent varier en fonction de nombreux paramètres. Les micro-organismes peuvent être bénéfiques aux plantes en améliorant la résistance aux maladies, aux organismes nuisibles et en diminuant les effets de la maladie sur les plantes (Pascual *et al.*, 2002; Fichtner *et al.*, 2004). Les micro-organismes du sol ont un effet supprimeur sur le *Fusarium oxysporum* (Reuveni *et al.*, 2002). Chez *Arabidopsis thaliana*, les symptômes dus à *Pseudomonas syringae* sont réduits avec l'application de compost de déchets de papeteries (Vallad *et al.*, 2003). Ce dernier effet est dû à une augmentation de la résistance de la plante à la maladie. Les bactéries présentes dans le compost étant le résultat des matières compostées et du processus de transformation (Labrie *et al.*, 2001).

L'utilisation de compost dans les espaces verts urbains est intéressante. Il y a en effet pour ces espaces un grand potentiel d'amélioration des conditions de croissance des arbres et des arbustes. Les sols urbains sont généralement pauvres en matières organiques (les feuilles sont souvent récoltées) et compactés, ce qui n'est pas favorable au développement racinaire. L'apport de compost dans ces espaces urbains permet de maintenir un taux de matière organique suffisant dans le sol pour les micro-organismes et le bon déroulement de divers processus favorables à un sol de qualité permettant la bonne croissance des racines des plantes (Saebo and Ferrini, 2006).

6.6.5. Différents types de composts et leurs utilisations

a. Compost de biodéchets des ménages

Les biodéchets sont les déchets biodégradables solides. Les biodéchets des ménages comprennent les déchets alimentaires, les déchets verts des ménages et les déchets de jardin, les papiers et les cartons. Le tri à la source et la collecte sélective de ceux-ci au porte à porte ou par apport volontaire permettent d'obtenir un matériau valorisable par compostage ou biométhanisation, en produisant un amendement organique de qualité. D'autres biodéchets tels que les déchets de cantines, de restaurants ou de supermarchés peuvent être collectés sélectivement pour fabriquer du compost (Leclerc, 2001a).

Le compost de biodéchets des ménages est un amendement organique dont les teneurs en N, P, K sont relativement variable en fonction de la nature des déchets entrants. Celui-ci est repris dans l'annexe II A du règlement (CE) n°2092/91 sous la dénomination « compost de déchets ménagers » (Leclerc, 2001a).

b. Compost de broussailles

C'est un mélange de déchets végétaux ligneux ayant subi un compostage. Les composts forestiers, peu riches en éléments minéraux utilisables, sont avant tout des amendements humifères. Leurs propriétés physiques les rendent utilisables comme substrats de culture. Les composts forestiers peuvent être mélangés à d'autres produits pour fournir une large gamme de produits organiques (substrats horticoles prêts à l'emploi après mélange avec de la tourbe et des engrais retards).

Si le compost n'est pas assez mûr (décomposition de la cellulose n'étant pas achevée), une faim d'azote est possible après enfouissement (Leclerc, 2001a).

Ce compost se retrouve sous la dénomination « mélange composté de matières végétales » dans l'annexe II A du règlement (CE) n°2092/91.

c. Compost de champignonnière

C'est un mélange de compost et de terre à gobeter ayant servi à la culture des champignons. Les composts de champignonnière sont moins humides que les fumiers classiques de ferme. Ils sont riches en éléments minéraux majeurs et relativement équilibrés.

Ce compost contient du calcaire broyé. On le destine aux sols non calcaires à pH acide ou peu calcaires à pH neutre (Leclerc, 2001a).

d. Composts de déchets verts

Les composts de déchets verts sont issus de l'entretien des jardins et espaces verts publics et privés. Ils se composent essentiellement de tontes de gazon, de tailles, de feuilles, de résidus d'égavage et de déchets floraux (Leclerc, 2001a).

Ils contiennent relativement peu d'azote. Ils peuvent être utilisés pour entretenir les sols en matière organique stable et la vie biologique. La valeur amendante est de l'ordre de 200 kg d'humus par tonne de compost brut.

En fonction de la nature des végétaux compostés, le produit sera plus ou moins riche en éléments fertilisants.

Le compost de déchets verts peut être utilisé en maraîchage pour entretenir le stock organique du sol. Il est enfoui avant mise en culture mais son utilisation est également possible en apport de surface, sous forme de mulch sur les cultures. Pour l'utilisation sur prairies ou cultures fourragères, il faut respecter un délai avant remise en pâture ou la récolte. En arboriculture, à utiliser comme fumure de fond à la plantation. Ce type de compost est aussi utilisable pour les espaces verts, par les horticulteurs et en agriculture biologique (Chabalier *et al.*, 2006).

e. Compost de fumier de bovins

La valeur fertilisante du compost de fumier de bovins est moindre par rapport au fumier non composté et aux composts de fumier d'ovins ou de volailles (Leclerc, 2001a). Le compost de fumier de bovins constitue une faible source d'azote progressivement disponible pour la plante. Il est surtout intéressant pour l'entretien des terres en matières organiques stables. Sa valeur amendante est de l'ordre de 340 kg de matière organique humifiée par tonne de matière sèche

apportée. Il est facilement utilisable sur toutes sortes de cultures (maraîchage, prairie, grandes cultures et arboriculture) ; en enfouissement ou en apport de surface (Chabalier *et al.*, 2006).

En maraîchage, le compost de fumier de bovins est utilisé dans la plantation si le compost a bien été hygiénisé ; sur prairies ou cultures fourragères, il faut respecter des délais de remise en pâture ou de récolte. En arboriculture, ce compost est plutôt utilisé comme amendement de fond à la plantation.

f. Compost de fumier d'ovins

Le fumier d'ovins est riche en potasse par rapport aux autres fumiers, le compost de ce fumier également (Leclerc, 2001a).

g. Compost de fumier de porcins

Le compostage d'un fumier de porcs permet d'épandre un produit plus homogène, plus sec et beaucoup plus riche en azote total que le fumier d'origine. Le compost vieillit bien et conserve tous ses éléments fertilisants, sauf une partie de l'azote qui s'est volatilisée. Les teneurs en phosphore et potassium sont doubles de celles du fumier non composté. Les composts de fumier de porcs ont un effet alcalinisant sur le sol (supérieur ou égal à + 50 kg équivalent CaO/ha pour un apport de 10 t/ha) (Leclerc, 2001a).

h. Compost de fumier de poulets de chair

Le compost de fumier de poulets de chair est relativement riche en azote, phosphore, potassium et calcium. Ces éléments seront disponibles de manière progressive pour la plante. Il est intéressant pour l'entretien des terres en matière organique stable. Sa valeur amendante est de l'ordre de 440 kg d'humus par tonne de matière sèche apportée.

C'est un des composts les plus riches en éléments fertilisants, notamment en azote.

En maraîchage, on l'utilise à la préparation de sol avant la plantation et le semis ; en arboriculture, on l'utilise comme amendement de fond à la plantation (Chabalier *et al.*, 2006).

i. Compost de fumier de poules pondeuses

Riche en azote, phosphore et potassium, le compost de fumier de poules pondeuses libère lentement ses éléments pour la plante. Ce compost entretient le niveau de matière organique stable dans le sol. Le pouvoir amendant est d'environ 420 kg d'humus par tonne de matière sèche apportée.

C'est un des composts apportant le plus d'éléments azotés et phosphatés aux cultures. L'alimentation riche en calcium des volailles produit un effluent également riche dans cet élément (Lyimoa *et al.*, 2012).

Ce type de compost est utilisé en maraîchage à la préparation de sol avant la plantation et le semis et en arboriculture comme amendement de fond à la plantation (Chabalier *et al.*, 2006).

j. Compost d'ordures ménagères

Ce compost est obtenu par le mélange des déchets solides d'origine principalement domestique ayant subi au cours de sa fabrication un échauffement naturel de la masse à une température de 60 °C ou plus, pendant une durée au moins égale à 4 jours et précédé ou suivi de certaines opérations mécaniques (triage, broyage, dilacération, déferailage, tamisage, etc.).

Ce compost est de moins en moins valorisé en agriculture, en raison des indésirables visibles à l'œil nu (plastiques, verre, etc.) et des teneurs élevées en ETM.

k. Vermicompost

Le vermicompost, parfois nommé lombricompost, est issu de la transformation de fumier et de déchets végétaux divers par des vers de terre (*Eisenia fetida* ou *Eisenia andrei*).

Etant donné son prix relativement élevé, le lombricompost est plutôt réservé aux cultures à haute valeur ajoutée ou à la réalisation de plants.

6.6.6. Importance des différents types d'utilisation

En 2008, 152 954 tonnes de composts ont été produites en Wallonie dont 8 % sont des composts de biodéchets (hors déchets verts), 79 % des composts de déchets verts, 14 % des composts de boues d'épuration urbaine. En Flandre, 344 856 tonnes de composts ont été produites en 2009. Ce sont principalement des composts de biodéchets (hors déchets verts) avec 33 % et des composts de déchets verts à hauteur de 67 %. Pour la Flandre, les utilisations étaient :

- agriculture, horticulture et production en serre : 11 % ;
- aménagement paysager : 38 % ;
- mélanges, entreprises de « soil mixing », grossistes, loisirs de jardin, restauration paysagère et décharges : 44 % ;
- export : 6 % ;
- autres : 2 %.

En moyenne, en Europe, les utilisations du compost suivent les tendances suivantes :

- agriculture : 50,9 % ;
- horticulture et production en serre : 10,6 % ;
- aménagement paysager : 10,4 % ;
- mélanges : 6,3 % ;
- entreprises de « soil mixing » : 1,6 % ;
- grossistes : 0,9 % ;
- loisirs de jardin : 12,9 % ;
- restauration paysagère et décharges : 4,9 % ;
- export : 1 % ;
- autres : 0,5 % (IPTs, 2011).

L'utilisation appropriée du compost dépend de la source de la matière, de la catégorie de compost et de la qualité. L'utilisation de compost en agriculture nécessite des standards de qualité. L'aménagement paysager et, encore plus, les substrats de culture requièrent des matières améliorées et spécialisées. Ces deux derniers usages doivent rencontrer les demandes des clients en termes de qualité. Les usages qui sont faits des composts sont fonction de l'environnement politique en vigueur dans la région concernée.

En Flandre, les grandes quantités d'azote produites via les engrais de ferme ne permettent pas d'utiliser majoritairement le compost en agriculture (11 % de la quantité produite). En Wallonie, par contre, les quantités d'azote produites permettent de valoriser 57 % du compost produit sur

les sols agricoles. Aux Pays-Bas, avec une situation similaire à la Wallonie en ce qui concerne l'azote, 75 % des composts de biodéchets/déchets de cuisine sont valorisés en agriculture.

De manière générale, les installations de compostage fournissent leurs produits endéans 50 km aux alentours. Au-delà de ce périmètre, les coûts de transport deviennent trop importants par rapport à la valeur du produit transporté. Les activités d'import et d'export sont principalement liées aux substrats de culture qui utilisent du compost dans leur fabrication. Le compost utilisé dans ce cas n'est généralement pas soumis à des contraintes légales (IPTS, 2011).

Les matières compostées sont des biodéchets et des déchets verts. Les boues d'épuration urbaines peuvent aussi subir un traitement par compostage. Le traitement des matières organiques dépend de la composition, la dégradabilité, le contenu en eau et en nutriments (rapport C/N). Les déchets alimentaires et de légumes sont très humides, ce qui les rend particulièrement appropriés pour la digestion anaérobie. Pour les écorces et le bois, la valorisation énergétique est parfois la voie préférée.

En considérant un taux d'application typique de 10 tonnes de compost par hectare sur les sols agricoles, il faut deux pour-cents de la SAU (surface agricole utile) wallonne pour valoriser le compost produit en Wallonie (152 954 tonnes de composts * ha /10 tonnes * 1/762910 ha) (IPTS, 2011).

En France, les composts peuvent être mis sur le marché lorsqu'ils répondent aux exigences d'efficacité, d'innocuité et de traçabilité définies par les normes NF U 44-095 pour les composts de matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux (composts de boues d'épuration) et la norme NF U 44-051 pour les autres amendements organiques (Houot *et al.*, 2009b). En cas de conformité à la norme, les épandages agricoles se font sans mise en place d'un plan d'épandage, contrairement aux épandages de boues d'épuration.

6.6.7. Système d'assurance qualité

En Europe, les installations qui s'inscrivent dans une démarche d'assurance qualité considèrent généralement les éléments suivants :

- le type de matière brute/matière première et la qualité ;
- les substances dangereuses ;
- l'aspect sanitaire ;
- les critères de qualité pour les matières de valeur ;
- le contrôle externe du produit et du système de production ;
- le contrôle interne de chaque zone de compostage (T°C, sels, pH) ;
- le label de qualité ou certification du produit ;
- la certification externe de qualité du site, annuellement ;
- les spécifications du produit pour les différentes applications ;
- les recommandations pour l'utilisation et l'application des matières (IPTS, 2011).

En Wallonie, le système d'assurance qualité ISO 14001-EMAS est en application pour les installations de compostage. Il y a aussi des teneurs limites en éléments traces métalliques (ETM)

et composés traces organiques (CTO) à respecter pour la valorisation sur les sols. Ces teneurs sont évaluées par un échantillonnage régulier et systématique des composts (IPTS, 2011).

6.7. Cornes et onglons

Les cornes et les sabots contiennent de 7 à 16 % de N. Ils peuvent être employés sous forme de poudre en tant qu'engrais pour certaines cultures de luxe ou pour préparer des engrais organiques composés ou des composts (Guérin, 2012). Malgré le prix élevé, la demande persiste étant donné la libération lente et progressive de l'azote contenu dans la corne broyée (Anonyme, 2012f; Guérin, 2012). L'effet fertilisant est durable dans le temps. La vitesse d'assimilation de l'azote est fonction de la finesse du broyat (de 3 à 12 mm) (Guérin, 2012). La corne broyée est employée en jardinage pour les arbres et arbustes, les plantes de bruyère et de rocaille (Anonyme, 2012f).

La « Poudre de sabot » et « Poudre de corne » se trouvent dans l'annexe II A du règlement (CE) n°2092/91.

6.8. Cuirs et peaux

Les cuirs et les peaux sont des déchets issus de l'industrie du cuir. Il est difficile à un tanneur de garantir une teneur constante en carbone, azote et autres éléments.

Ces matières organiques sont utilisées en arboriculture et en horticulture mais bien que la teneur en azote puisse atteindre 10 %, l'assimilabilité est très variable selon le produit utilisé (Leclerc, 2001a).

6.9. Déchets de laine

Les déchets de laine plus ou moins purs sont issus des abattoirs d'ovins ou de l'industrie textile. Les bourres de laines sont des déchets de laine contenant en moyenne 5 à 12 % d'azote ; celles-ci peuvent contenir du coton et des impuretés (textiles synthétiques par exemple). Les bourres constituées principalement de laine seront utilisées comme fertilisant azoté à action rapide en jardinage pour les arbres et arbustes, les plantes de bruyère et de rocaille (Anonyme, 2012f). Celles-ci peuvent être utilisées en agriculture biologique (Leclerc, 2001a).

6.10. Digestats

En Europe, 80 à 97 % des digestats sont utilisés en agriculture. En Belgique, uniquement les professionnels sont autorisés à utiliser le digestat liquide. En effet, le stockage et l'épandage nécessitent des infrastructures et du matériel appropriés. Aucune autorisation pour l'usage privé n'a jusqu'à présent été délivrée mais à l'avenir, les digestats séchés pourraient être autorisés à l'usage privé évalué au cas par cas et sous des conditions strictes de traçabilité (IPTS, 2011).

Au Royaume-Uni, les principales cultures sur lesquelles sont appliquées du digestat sont les prairies (52 %) et les céréales/cultures combinées (43 %) (IPTS, 2011).

6.10.1. Engrais

L'utilisation première du digestat est agronomique. Les digestats peuvent être utilisés en agriculture, en horticulture et sylviculture en tant que matière fertilisante et/ou amendante si

cela ne pose pas de risque pour l'environnement et que leur utilisation ne compromet pas l'utilisation durable du sol (Houot *et al.*, 2009b; Albuquerque *et al.*, 2012).

Le digestat influence la fertilité du sol et la santé des plantes. Les effets peuvent être positifs ou négatifs en fonction de la qualité du digestat et de ses utilisations (Fuchs *et al.*, 2008). Les digestats sont principalement utilisés en tant qu'engrais organiques, avec un caractère amendement moins prononcé (excepté pour la fraction fibreuse du digestat) (IPTS, 2011). Ils ont en effet une fraction importante en azote et phosphore disponibles.

Quatre-vingt pour-cents de l'azote total contenu dans le digestat à base de déchets d'aliments se trouvent sous forme directement assimilable. Cela signifie que ce type de digestat peut facilement être employé à la place d'un engrais minéral. Les lisiers contiennent, par exemple, moins d'azote disponible mais la digestion de ceux-ci par biométhanisation permet d'augmenter d'environ 10 % la quantité d'azote disponible. Cependant, la disponibilité réelle de l'azote pour la plante dans le sol est plus faible, car il y a des pertes sous forme d'ammoniac gazeux et/ou par lixiviation vers les eaux souterraines. Ces pertes peuvent cependant être limitées par le respect de bonnes pratiques de fertilisation (WRAP, 2012).

Les digestats contiennent aussi des quantités intéressantes de phosphore, de potassium et d'autres éléments entretenant la fertilité du sol. Généralement, 50 % du phosphore et 80 % du potassium sont disponibles pour la plante dans l'année d'application du digestat (WRAP, 2012).

Pour avoir une utilisation optimale de l'azote contenu dans le digestat, l'application doit se faire au moment de la croissance maximale de la culture – de la fin de l'hiver jusqu'à l'été. Lors d'épandages en automne, les nutriments ne sont pas utilisés de manière efficace par les plantes – sauf les plantes telles que le colza, qui, si elles sont plantées tôt ; ont de grandes capacités d'absorption de l'azote à ce moment de l'année (IPTS, 2011).

Selon l'Association pour le Recyclage de la Matière organique du Royaume-Uni, si la partie liquide du digestat contient assez peu de matière solide, elle peut être utilisée en application foliaire pour les plantes (IPTS, 2011).

6.10.2. Aménagement paysager

En Slovénie, les digestats de moins bonne qualité peuvent être utilisés sans restrictions pour l'aménagement paysager (IPTS, 2011).

6.10.3. Restauration/protection des sols

Les digestats peuvent être employés pour diminuer l'érosion des sols (Marshall, 2006) et pour la fabrication de sol et/ou les opérations de mélange et la restauration des sols (Houot *et al.*, 2009b). Les digestats peuvent inhiber les phytopathogènes et induire une résistance chez les plantes. Ils ont un effet direct sur les maladies présentes dans le sol et un effet indirect en stimulant l'activité biologique des sols (Marshall, 2006). La partie solide du digestat peut être employée comme mulch, ce qui permet de diminuer le ruissellement et l'érosion des sols (IPTS, 2011).

6.10.4. Importance des différents types d'utilisation

En Europe, l'utilisation des digestats diffère selon les pays. Selon l'European Compost Network, les tendances sont les suivantes :

- pour la digestion de déchets verts. En Europe centrale et de l'ouest : le digestat est séparé en une phase solide et une phase liquide. La phase solide subit généralement un post-compostage et la phase liquide non recyclée est utilisée sur les sols agricoles. En Scandinavie, le digestat est appliqué tel quel sur les sols agricoles ;
- pour la digestion de cultures énergétiques, engrais de ferme et déchets industriels et commerciaux (déchets alimentaires), le digestat est appliqué tel quel sur le sol ;
- en digestion sèche, le résidu solide est généralement post-composté avec d'autres déchets organiques ;
- moins de 3 % des digestats sont post-traités en produits spécifiques. Comme des pellets ou en tant que constituant de milieux de culture.

Les digestats employés sont bruts ou ont subi une séparation liquide/solide (IPTS, 2011).

Selon l'Association Européenne du Biogaz, de nouveaux produits comme les digestats séchés ou en pellets se trouvent de plus en plus sur le marché européen. Ils ont en effet une valeur ajoutée bien plus grande que le digestat non séché (jusque 150 €/tonne contre 3 à 5 €/tonne pour le non séché). Mais actuellement, 95 % des digestats produits en Europe sont utilisés directement dans le secteur agricole en tant qu'engrais liquide. De manière générale, le ratio de valorisation sur les sols agricoles entre le digestat/compost est de 1/10.

En Flandre, 150 415 tonnes de digestat ont été produites en 2009. Ces produits sont principalement exportés (56 %) et utilisés en agriculture et horticulture (19 %). La fraction liquide est principalement appliquée en agriculture et la fraction solide est souvent séchée pour être exportée hors de la Flandre. En Wallonie, sur les quatre installations de biométhanisation, une seule sépare le digestat en phase solide et liquide (IPTS, 2011).

6.10.5. Système d'assurance qualité

Des standards de qualité et spécifications pour les digestats ont été élaborés dans certains pays européens. Les standards sont mis en place de manière volontaire. La surveillance se base sur la législation en vigueur sur les sous-produits animaux, les biodéchets et les engrais. Une liste des matières premières et le contrôle des conditions de traitement sont respectés (pH, T°C, temps de traitement, taux de chargement).

En Wallonie, comme pour les composts, le système d'assurance qualité ISO 14001-EMAS est en application et des teneurs limites en ETM et CTO sont respectées pour la valorisation sur les sols (IPTS, 2011).

6.11. Ecorces et sciures

Tous les déchets forestiers et les sciures ont des rapports C/N élevés. Les écorces sont plus riches en lignine et plus pauvres en polysaccharides que le bois correspondant, aussi bien chez les résineux que chez les feuillus. Une écorce fraîche présente une teneur en matière sèche de 25 à 35 %.

Celles-ci sont utilisées en couverture du sol et peuvent être utilisées en agriculture biologique (Leclerc, 2001a).

6.12. Farine de ricin

La farine de ricin peut être utilisée en horticulture au lieu de la farine de viande et d'os. Elle contient 5 à 6 % de P_2O_5 (Guérin, 2012).

6.13. Farine de tourteau de colza

Le tourteau de colza contient environ 5 % d'azote. Il peut être utilisé en tant que matière fertilisante sur les sols. On peut l'employer pour la culture de pommes de terre, de betteraves fourragères, de choux et choux de Bruxelles (Guérin, 2012).

6.14. Fruits de neem séchés et broyés

Les fruits de neem séchés et broyés peuvent être employés en agriculture (culture maraichères) et horticulture (arboriculture, pépinières, massifs de fleurs et espaces verts) comme fertilisant. Ils favorisent l'activité biologique du sol, sont riches en matière organique, et en oligo-éléments. La minéralisation de l'azote est lente (Anonyme, 2012c). Ils contiennent 4 % d'azote, 3 % de phosphore et 2 % de potassium (Anonyme, 2012a).

6.15. Farine de viande et d'os

La farine de viande est constituée de déchets d'abattage et d'équarrissage ayant subi une cuisson plus ou moins poussée. La farine d'os est issue d'os dégraissés.

La farine de viande et d'os contient de 2,5 à 10 % d'azote et environ 18 % de P_2O_5 . Un étuvage sous pression permet d'éliminer les graisses et les micro-organismes pathogènes. La matière est ensuite séchée et broyée. La farine obtenue peut être employée comme engrais sur les sols (Guérin, 2012). Ces farines sont utilisées en agriculture biologique.

6.16. Farine de plumes

La farine de plumes est produite à partir de plumes principalement issues de la production de poulet d'élevage. Une fois broyées, les plumes peuvent être employées comme engrais horticole. Les plumes contiennent de 3 à 13 % d'azote. Des doses allant jusqu'à 2,5 t par hectare peuvent être appliquées (Guérin, 2012). L'azote (initialement sous forme de protéines majoritairement des kératines) est disponible assez rapidement. Selon [6], 45, 55 et 65 % de l'azote sont minéralisés après des périodes respectives de 1, 2 et 8 semaines. Ce produit peut être utilisé en agriculture biologique.

6.17. Farine de poils

Les poils sont souvent utilisés en mélange avec d'autres matières organiques (Huber and Schaub, 2011a) pour former un engrais organique azoté. Ils peuvent être vendus sous forme de granulés hydrolysés (N-P-K : 12-1-0) avec une teneur en matière sèche forte, sa concentration en soufre peut être importante (2,5 %). Son action est relativement rapide. Selon (Lecat, 2012) plus de 60 % de l'azote est disponible pour un apport au printemps pour la culture du blé. Cette farine peut être employée en agriculture et en arboriculture, en maraîchage avant plantation et semis (Guet, 2003).

6.18. Farine de poisson

La farine de poisson est issue des déchets de conserverie, des espèces non comestibles de poissons et des excédents de prises lors de la pêche. Elle contient de 6 à 10 % de N et 5 à 9 % de P_2O_5 . La farine de poisson peut être employée sur les sols en tant que matière fertilisante (guano de poisson) ou comme constituant de base de fertilisants organiques composés (Guérin, 2012).

6.19. Farine de sang

Le sang de bovins, de porcs et de volailles est utilisé comme engrais après un traitement pour limiter la dissémination de germes pathogènes et pour permettre sa conservation. Après coagulation à la vapeur, le sang est déshydraté.

La manière de dessiccation influe sur la qualité du produit final. Un séchage à basse température sous vide produit un matériau cristallisé de meilleure qualité qu'un séchage à la chaleur directe ou à la vapeur (Guérin, 2012).

La farine de sang stimule l'activité biologique des sols. L'azote contenu dans celle-ci a une action rapide, il se nitrifie plus rapidement que la plupart des autres fertilisants organiques (Anonyme, 2012f), 2013). L'assimilabilité de l'azote qu'il contient est d'environ 90 % (similaire à celle du nitrate d'ammonium). Il est employé comme engrais pour les arbres, les arbustes, les légumes, les fleurs, le gazon. Il peut aussi être employé pour enrichir le compost. La teneur en azote peut être de maximum 13 % (Guérin, 2012). Ce produit apparaît sous la dénomination « Farine de sang » dans l'annexe II A du règlement (CE) n° 2092/91.

6.20. Fumier séché

Le fumier séché (minimum 86 % de matière sèche et 40 % de matière organique) est fréquemment utilisé en maraîchage ou en horticulture (Destain, 2012).

6.21. Guano

Le guano est un engrais provenant des fientes d'oiseaux marins. Il est riche en azote, en phosphore et en nombreux oligo-éléments. Les nutriments contenus dans le guano ont une rapidité d'action parmi les plus élevées des engrais dits « naturels ». Il peut être utilisé pour tous les végétaux en sortie d'hiver, au printemps et en cours de végétation (Anonyme, 2012f).

6.22. Poussières de tabac

En Pologne, des essais de fertilisation avec des poussières de tabac ont été réalisés sur du maïs fourrager et du blé de printemps. La dose optimale de l'essai est évaluée pour cet essai de 20 t/ha. A cause des pertes engendrées durant le transport et l'application, il a été établi qu'il est plus raisonnable de l'utiliser lors d'un processus de compostage. Cette poudre est composée de 1,1 % de N, 0,31 % de P et 0,93 % de K (Mahimairaja *et al.*, 2008).

6.23. Pulpe de betterave séchée

La pulpe déshydratée est constituée des parois des cellules de la racine de la betterave après extraction du sucre (Anonyme, 2012d).

6.24. Pulpe de raisin séchée

La pulpe de raisin séchée est issue des marcs de raisin frais ou de marcs alcoolisés ensilés. Elle est séchée immédiatement après l'extraction alcoolique des marcs (Anonyme, 2012e).

La pulpe de raisin séchée a un taux de matière sèche (85 à 90 %), une teneur en matière organique et en éléments fertilisants qui est intéressante en tant qu'engrais. Elle peut également être utilisée comme aliment bétail ou biocombustible (Anonyme, 2012e).

6.25. Terre de bruyère forestière

La terre de bruyère forestière provient de l'horizon humifère acide de sols sableux et n'a pas été mélangée avec d'autres matières organiques (Anonyme, 2010d). Elle offre un substrat léger et aéré, idéal pour les plantes acidophiles, qui ne supportent ni la sécheresse, ni les excès d'eau. Elle convient pour la culture de plantes ornementales (hortensias, azalées, bruyères, rhododendrons, camélias, fougères, magnolias, péricas) (Anonyme, 2012h).

6.26. Tourbe

La tourbe est issue de résidus végétaux provenant de plantes développées et décomposées en milieu presque constamment saturé d'eau et pouvant contenir originellement une certaine quantité de matière terreuse. La tourbe est dite acide si son pH (eau) est inférieur à 5 ; elle est dite alcaline si son pH (eau) est supérieur à 5.

La tourbe a une forte capacité de rétention en eau. Elle est utilisée en horticulture dans la préparation des terreaux. En pleine terre, elle est réservée aux cultures de serre, vu son coût élevé.

Son rôle nutritionnel est indirect via l'amélioration de la structure. La tourbe favorise, en effet, la croissance des végétaux en aidant à la pénétration et le développement des racines, en augmentant l'effet tampon dans le sol et en freinant le lessivage des éléments nutritifs. La tourbe ne fournit pas d'éléments minéraux car sa minéralisation est pratiquement nulle.

L'utilisation est limitée en horticulture (maraîchage, floriculture, arboriculture, pépinière) par le règlement (CE) n° 2092/91 (Leclerc, 2001a).

6.27. Vinasse

La vinasse, sous-produit de distillerie, est un résidu liquide de distillation de la mélasse diluée, utilisée après fermentation pour la production d'alcool. Il existe plusieurs types de vinasses, celles issues de la betterave et la vinasse viticole. Les vinasses peuvent être épandues sur les sols en culture (Delas *et al.*, 1985).

Les teneurs en azote et en phosphore sont faibles, les concentrations en potassium sont quant à elle élevées. Après apport au sol, une légère phase de réorganisation de l'azote est observée. L'azote de la vinasse est ensuite minéralisé progressivement, entre 50 et 80 % de l'azote est disponible la première année en fonction de la date d'épandage (Agroenvironnement, 2011).

La vinasse contient également des produits organiques et minéraux intéressants pour la nutrition des plantes et la biologie du sol. L'apport de vinasse peut être complété par un apport azoté et phosphaté minéral.

Les vinasses peuvent être utilisées en maraîchage avant le travail du sol, sur prairies et cultures fourragères après la coupe, en arboriculture pour une fertilisation K (ou N-K) et sur des vergers en production. C'est aussi une matière organique utilisable en agriculture biologique (Chabalier *et al.*, 2006).

L'extrait de vinasse est souvent utilisé en mélange avec d'autres matières organiques (guano, farines, etc.). L'extrait de vinasse contient 40 % de potassium d'origine végétale. Il est un engrais approprié pour la formation de tubercules et de bulbes. Il est particulièrement indiqué pour la culture de pommes de terre, des betteraves rouges, des navets et des oignons (Anonyme, 2012g).

Le précipité de vinasse ammoniacale de chicorée est obtenu lors de la production de dérivés d'inuline à partir de la chicorée. C'est un coproduit du raffinage de la chicorée obtenu par décantation de la vinasse de chicorée lors de son stockage en cuve. Il peut être épandu à des fins agricoles et horticoles et être ajouté à un mélange composté de matières végétales afin d'en améliorer la qualité agronomique (Service Public Fédéral, 2004).

7. REGLES DE BONNES PRATIQUES DE L'EPANDAGE DE MATIERES ORGANIQUES

Afin d'optimiser l'emploi des matières organiques sur les sols, il est nécessaire de suivre des règles générales de bonnes pratiques agricoles (AGRA-OST, 2008) :

- connaître l'élément fertilisant ou amendement utilisé (voir livrable 2) ;
- respecter la législation (voir point 8) ;
- éviter les pertes lors de l'épandage ;
- connaître la dose épandue par le matériel d'épandage et vérifier son bon réglage (surface épandue, recouvrement des passages, etc.) ;
- dans le cas d'une matière solide, bien répartir la charge sur tout l'épandeur ;
- assurer l'homogénéité notamment par compostage des engrais de ferme ;
- épandre quand les conditions climatiques sont optimales : ciel couvert, peu de vent (pour limiter les pertes ammoniacales et éviter la mauvaise répartition), basses températures, temps pluvieux (pluie de faible intensité) ;
- épandre quand les conditions édaphiques sont optimales : sol non saturé, non gelé, sol portant afin d'éviter la compaction due aux passages des engins agricoles ;
- adapter l'équipement en correspondance avec le tonnage afin de limiter la compaction (pneu basse pression, double essieu, essieu suiveur, etc.) ;
- respecter les environs, le voisinage et les événements socio-culturels.

Pour éviter les nuisances olfactives, les techniques d'épandage en sub-surface du sol sont à privilégier. Les conditions météorologiques sont très importantes. Il est souhaitable de faire attention à la direction du vent et donc éviter les périodes où il souffle vers les zones de loisir, les habitations. Les jours très humides ne sont pas favorables du point de vue olfactif car les odeurs ont tendance à stagner (Rappert and Müller, 2005).

Il est nécessaire de rappeler que dans la pratique, il est difficile de rencontrer toutes ces conditions climatiques favorables à l'épandage.

8. OBLIGATIONS LEGALES RELATIVES A L'UTILISATION DES MATIERES ORGANIQUES SUR OU DANS LES SOLS

Les agriculteurs wallons sont tenus de respecter différentes réglementations lors de l'épandage des matières organiques. Pour valoriser une matière organique en agriculture, outre les critères agronomiques, il est nécessaire de connaître les critères réglementaires qui permettent de limiter les risques liés à leur utilisation. Les variabilités des matières organiques, liées à leurs origines diverses, favorisent un contexte réglementaire complexe. Les obligations légales sont toujours en discussion au niveau européen et sont susceptibles d'évoluer dans les prochaines années (Chabalier *et al.*, 2006).

8.1. PGDA : transcription wallonne de la directive nitrate

Le 10 octobre 2002, le Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA) a été adopté. L'AGW du 3 mars 2005 a intégré le PGDA dans le livre II du Code de l'environnement qui constitue le Code de l'eau. Celui-ci a été modifié par l'AGW du 15 février 2007, qui présente un programme modifié approuvé par la Commission européenne, baptisé PGDA 2. Ce deuxième programme permet la prise en compte de nouvelles zones vulnérables pour pallier le problème d'eutrophisation de la mer du Nord et renforcer davantage le contrôle, par la mise en place d'un suivi des reliquats d'azote dans les sols. Cet arrêté a été récemment modifié par l'AGW du 31 mars 2011, appelé également PGDA 2bis. Il a comme but premier de limiter les teneurs en nitrates dans les eaux de surface et souterraines (Nitrawal, 2010).

Ce programme fixe :

- les quantités d'azote produites par type de bétail ;
- les conditions de stockage de l'azote organique à la ferme et au champ ;
- les quantités maximales épandables en fonction de l'affectation des terres agricoles ;
- les périodes autorisées pour l'épandage (Figure 4) ;
- les conditions d'épandage sur les sols agricoles (Figure 5).

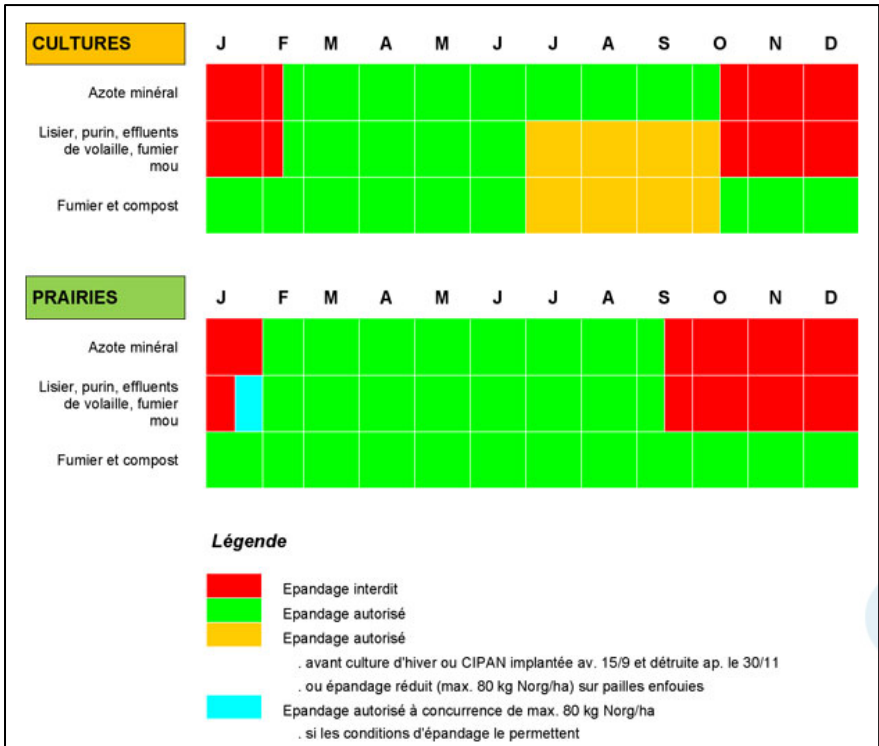


Figure 4. Périodes d'épandage selon le PGDA.

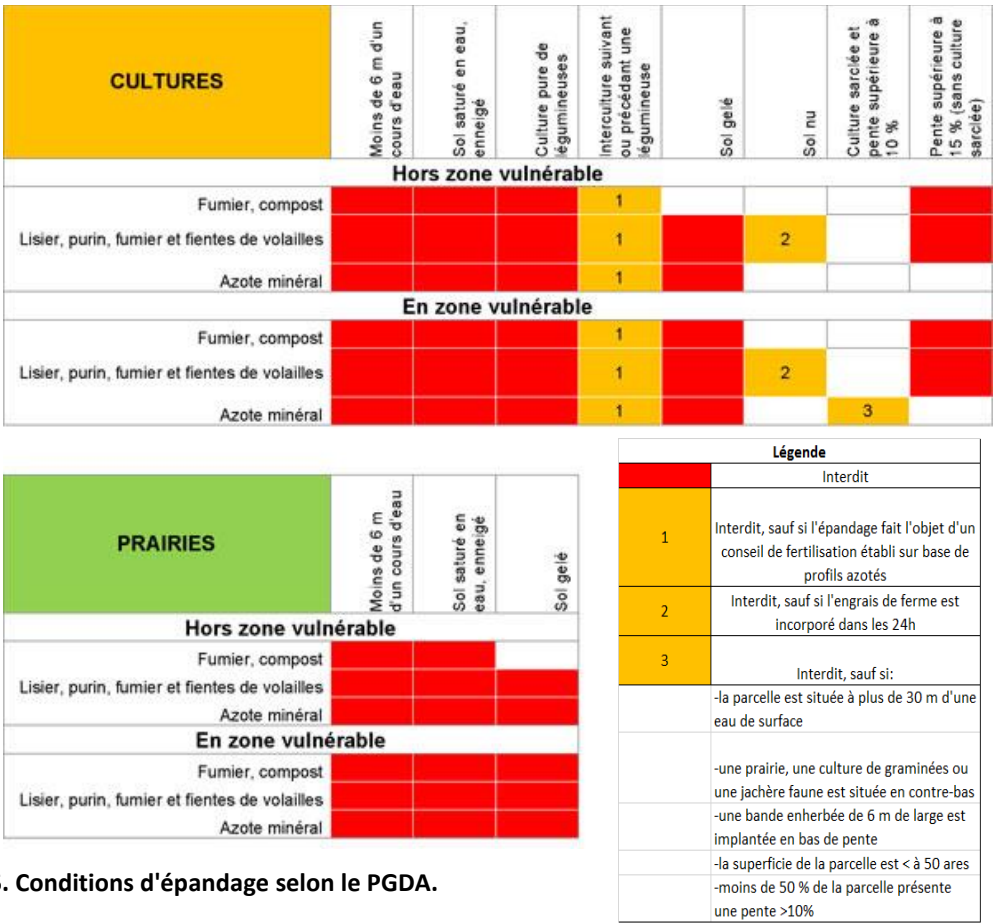


Figure 5. Conditions d'épandage selon le PGDA.

Il définit des zones vulnérables où des conditions supplémentaires s'ajoutent :

- une quantité maximale d'azote épandable plus contraignante (Figure 5 et Tableau 6) ;
- l'obligation d'implanter un couvert hivernal ;
- le contrôle des reliquats d'azote dans les sols en fin de saison par la mesure de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL) ;
- des conditions d'épandage plus strictes en fonction des conditions climatiques ;
- des conditions relatives au retournement des prairies permanentes : période de retournement (entre le 1/02 et le 31/05) et d'épandage (notamment pas de fertilisation organique durant 2 années).

Tableau 6. Normes du PGDA relatives aux quantités maximales d'azote épandable.

Normes d'épandage de l'azote (en kg d'azote organique/an)			
		Depuis janvier 2007	Avant
Azote organique	Hors zone vulnérable (en moyenne)	230 kg/ha de prairie 115 kg/ha de culture	210 120
	En zone vulnérable (en moyenne)	230 kg/ha de prairie 115 kg/ha de culture Sans dépasser 170 kg en moyenne par ha de SAU d'une exploitation	210 80
	Par parcelle	230 kg/ha 115 kg/ha en moyenne sur la rotation en culture et 230 en prairie	210 120 ou 80 en zone vul. en Ø sur 3 ans en culture et 210 en prairie
Azote total	Sur l'exploitation	350 kg/ha de prairie 250 kg/ha de culture Garder les factures d'achat d'azote minéral	idem idem / / Normes culture par culture

Le taux de liaison est le rapport entre l'azote à épandre et l'azote qui peut être valorisé par les cultures au sol de l'exploitation. Il se calcule selon la formule suivante :

$$LS_{\text{global}} = (\text{Azote organique produit (kgN}_{\text{org}}) + \text{Azote organique importé (kgN}_{\text{org}}) - \text{Azote organique exporté (kgN}_{\text{org}})) / ((\text{superficie de prairies de l'exploitation (ha)} * 230(\text{kgN}_{\text{org}}/\text{ha})) + (\text{superficie de terres arables de l'exploitation (ha)} * 115(\text{kgN}_{\text{org}}/\text{ha})))$$

Le taux de liaison d'une exploitation doit être inférieur à 1.

Tout transfert de fertilisant organique à destination d'une exploitation agricole permettant de diminuer ce rapport fait l'objet d'un contrat d'épandage selon le code de l'eau R.212.

L'agriculteur peut souscrire des contrats d'épandage avec des tiers afin de se conformer à l'article R. 211, §3, pour autant que le taux de liaison global au sol de son exploitation reste inférieur ou égal à l'unité. Les contrats doivent porter sur une durée minimale d'un an. Il doit y être spécifié les quantités d'azote et la durée du contrat.

Des contrats d'épandage de fertilisants organiques sur une parcelle d'un des pays limitrophes peuvent être envisagés. Ces autorisations dépendent de l'état membre et doivent suivre les prescriptions d'épandages édictées par les autorités de cet état membre. Par contre, il est interdit

d'importer des matières organiques sur des parcelles wallonnes avec un tiers dont l'exploitation se trouve à l'étranger. Toute importation de matière organique de la Région flamande en Région wallonne est également interdite.

8.2. Restrictions d'utilisation en zones NATURA 2000 et lors des mesures agro-environnementales

8.2.1. Natura 2000

Le réseau Natura 2000 a affecté des unités de gestion aux parcelles. En unité de gestion n°2 : milieux ouverts prioritaires, le stockage et l'épandage de tout amendement et de tout engrais minéral ou organique, dont le fumier, les fientes, le purin, le lisier, le compost, les boues d'épuration et les gadoues de fosses septiques sont interdits (mesure particulière (MP) Art 4, 1°a.).

En unité de gestion n°3 (prairies habitats d'espèces), les apports d'engrais organiques sont interdits sauf pendant la période du 15 juin au 15 août. Cette période n'étant pas optimale pour la valorisation de l'azote, les doses doivent être limitées afin d'éviter une lixiviation trop importante. La fertilisation minérale est interdite (MP Art 5, 2° a.).

En unité de gestion n°4 (bandes extensives), tout amendement, toute fertilisation et tout stockage d'engrais sont interdits (MP Art 6, 1° a.).

En unité de gestion n°5 (prairies de liaison), l'épandage de tout amendement et de tout engrais minéral ou organique, y compris le fumier, les fientes, le lisier, les boues d'épuration et les gadoues de fosses septiques à moins de 12 mètres des crêtes de berges des cours d'eau et plans d'eau est soumis à autorisation (mesure générale (MG) Art 4, 9).

En unité de gestion n° 11 (terres de cultures et éléments anthropiques), l'épandage de tout amendement et de tout engrais minéral ou organique, y compris le fumier, les fientes, le lisier, les boues d'épuration et gadoues de fosses septiques à moins de 12 mètres des crêtes de berges des cours d'eau et plans d'eau est soumis à autorisation (MG Art 4, 9).

8.2.2. Mesures agri-environnementales

Les mesures agri-environnementales n°1 (éléments du réseau écologique), les mesures agri-environnementales n°3 (bandes de prairie extensive et tournière enherbée en bordure de culture), la mesure agri-environnementale n°8 (prairie de haute valeur biologique), la mesure agri-environnementale n°9 (bandes de parcelles aménagées) interdisent la fertilisation.

La mesure agri-environnementale n°2 (prairie naturelle) limite la fertilisation à une fertilisation de type organique entre le 15/06 et le 31/07.

La mesure agri-environnementale n°7 (faible charge en bétail) limite la fertilisation, à une fertilisation organique avec les excréments d'animaux de la ferme. Il est possible d'utiliser d'autres engrais de ferme jusqu'à concurrence d'un $LS \leq 0,6$.

Avec la mesure agri-environnementale n°4 (couverture hivernale), la fertilisation azotée minérale est interdite.

8.3. Réglementations relatives à la valorisation des boues de stations d'épuration en agriculture

Les boues d'épuration ont des propriétés agronomiques utiles dans le domaine de l'agriculture. Leur utilisation doit tenir compte des besoins nutritionnels des plantes sans compromettre la qualité des sols ni celle des eaux superficielles et souterraines. En raison de la contamination potentielle des chaînes trophiques que l'utilisation non contrôlée des boues est susceptible d'engendrer, les sols et les boues doivent respecter les normes (paramètres agronomiques, propriétés physico-chimiques, ETM, CTO, distance par rapport aux zones sensibles) reprises par les législations suivantes :

- la directive du conseil du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture (Communauté européenne, 1986) ;
- l'arrêté du Gouvernement wallon 12/01/95 portant réglementation de l'utilisation sur ou dans les sols des boues d'épuration ou de boues issues de centres de traitement de gadoues de fosses septiques (Ministère de la Région wallonne, 1995b) ;
- l'arrêté Royal du 28 janvier 2013 relatif au commerce des engrais, des amendements et des supports de culture (Service Public Fédéral, 2013).

Tout agriculteur utilisant ou ayant utilisé des boues d'épuration depuis 2002 doit le déclarer à la rubrique adéquate de son formulaire de déclaration de superficie selon AGW du 22/06/2006 (Ministère de la Région wallonne, 2006).

Les présentes dispositions relatives à la protection des sols lors de l'utilisation de boues d'épuration en agriculture s'appliquent à toute exploitation située en tout ou en partie sur le territoire de la Région wallonne.

Ces arrêtés stipulent les 3 normes suivantes :

- les conditions d'utilisation légale de matières ;
- les interdictions, les restrictions et les conditions d'utilisation réglementaires ;
- les obligations administratives (Nitrawal, 2013).

8.3.1. Utilisation légale de matières - Norme D3A09E1

L'agriculteur ne peut utiliser que les boues couvertes par un certificat d'utilisation valide délivré par la DGARNE, incluant la dérogation fédérale en application de la réglementation sur le commerce des engrais et amendements. Il doit disposer d'un bon de commande mentionnant qu'il s'agit d'un produit agréé.

Il ne peut céder les boues qu'il a commandées à des tiers ou les commercialiser.

Tout agriculteur utilisateur de boues doit être identifié auprès de l'administration dans le cadre du SIGEC (Système Intégré de Gestion Et de Contrôle) au moyen d'un numéro de producteur (Nitrawal, 2013).

8.3.2. Respect des interdictions, des restrictions et des conditions d'utilisation réglementaires - Norme D3A09E2

L'agriculteur est tenu de respecter les dispositions imposées par la réglementation relative aux boues, par la dérogation fédérale et le certificat d'utilisation régional.

Le stockage des boues en attente d'épandage doit se faire à plus de 200 m d'habitations riveraines sauf s'il y a un accord écrit préalable des riverains.

L'épandage est interdit :

- en zones naturelles d'intérêt scientifique, réserves naturelles de conservation de la nature, zones humides protégées pour leur intérêt biologique ;
- sur sols forestiers ;
- sur cultures maraîchères ou fruitières (sauf arbres fruitiers entre la récolte et la floraison suivante) ;
- sur sols gelés depuis plus de 24h sans discontinuité.

Selon l'Avis 2002/14 - Sécurité sanitaire de l'utilisation des boues de stations d'épuration en agriculture de l'AFSCA, les applications sur sols destinés à la culture de pommes de terre devraient être interdites également. Des organismes comme la SEDE-Benelux appliquent cet avis à cause du risque sanitaire similaire à celui des cultures maraîchères.

Les boues d'épuration, n'étant pas citées dans l'annexe 1 du règlement CE n°889/2008, sont interdites en agriculture biologique.

L'épandage est limité à plus de 10 mètres :

- d'un puits ou forage, d'une source ;
- des rivages ;
- des crêtes des berges des cours d'eau et des fossés ;
- des zones réputées inondables ;
- des installations de stockage souterraines ou semi-enterrées ou des aqueducs transitant en écoulement libre, des eaux destinées à l'alimentation humaine ou animale ou à l'arrosage des cultures maraîchères.

Le délai d'épandage doit être de :

- 6 semaines minimum avant pâturage ou la récolte des fourrages ;
- 10 mois avant la récolte sur parcelles destinées à des cultures maraîchères ou fruitières en contact direct avec le sol.

L'agriculteur est tenu de veiller à un épandage homogène des boues. L'incorporation du produit dans le sol doit être réalisée dans les 24 heures (sauf prairie ou herbage) pour les boues stabilisées. Pour les boues non stabilisées, à l'exception des prairies et des herbages, l'incorporation ou l'injection doit être directe. Il est nécessaire de respecter les capacités d'absorption du sol, afin d'éviter le ruissellement en dehors de la zone d'épandage ainsi que la stagnation des produits sur une période de plus de 24 heures. Il faudra établir un plan d'épandage des boues et le faire réviser par un ingénieur agronome ou par un ingénieur industriel en agronomie (Nitrawal, 2013).

8.3.3. Respect des obligations administratives - Norme D3A09E3

L'agriculteur est obligé de tenir à jour ses registres qui contiennent notamment : les bulletins d'analyses des sols. Une analyse de sol doit être effectuée au minimum tous les 10 ans. Les paramètres suivants sont analysés sur chaque échantillon représentatif final de la parcelle de sol à examiner :

- Le pH (eau) ;
- les teneurs en Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg et Cr.

L'utilisation des boues ne peut, en aucun cas, entraîner le dépassement dans les sols d'une ou plusieurs valeurs limites des métaux lourds prévus à l'annexe 1B de l'AGW 12/01/95, compte tenu de ses apports en métaux lourds et des apports en métaux lourds d'autres matières ou produits épandus ou à épandre.

A cette fin notamment, le destinataire établit ou fait établir un plan d'épandage qui tient compte :

- des informations relatives aux caractéristiques des boues, des sols et des antécédents cultureux ;
- des besoins en éléments nutritifs des cultures en fonction des antécédents cultureux ;
- de l'azote et du phosphore contenus dans les boues ;
- de la dose d'épandage des boues ;
- de la fumure complémentaire minérale ou autre ;
- des apports des autres matières ou produits épandus ou à épandre (Ministère de la Région wallonne, 1995b).

9. LEGISLATIONS

9.1. Europe

- DIRECTIVE 1999/31/CE DU CONSEIL du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. L 182/1 - L 182/19.
- DIRECTIVE 2008/98/CE DU PARLEMENT EUROPEEN ET DU CONSEIL du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives. L 312/3 - L 312/30.

9.2. Belgique

- Arrêté royal du 28 janvier 2013 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des engrais, des amendements du sol et des substrats de culture.

9.3. Région wallonne

- Arrêté du Gouvernement wallon du 25 septembre 2008 relatif à l'octroi d'aides (de subventions) aux agriculteurs pour la construction d'une unité de biométhanisation agricole.

- Arrêté du Gouvernement wallon du 18 juin 2009 déterminant les conditions sectorielles relatives aux installations de compostage lorsque la quantité de matière entreposée est supérieure ou égale à 500 m³ et modifiant l'arrêté du Gouvernement wallon du 4 juillet 2002 relatif à la procédure et à diverses mesures d'exécution du décret du 11 mars 1999 relatif au permis d'environnement.
- Arrêté du Gouvernement wallon du 31 mars 2011 modifiant le Livre II du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture.

9.4. Allemagne

- Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV)- Ausfertigungsdatum: 21.09.1998:
- <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bioabfv/gesamt.pdf>
- Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV) - Ausfertigungsdatum: 05.12.2012 : http://www.lksh.de/fileadmin/dokumente/Genehmigungen-Kontrollen/Pflanze/Duengemittelverkehrs Kontrolle/DueMV_2012.pdf

10. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME (2004). *Séchage thermique des boues urbaines et industrielles. Etat de l'art*. ADEME (Angers, France), Agence de l'Eau Seine Normandie (Nanterre, France), Gaz de France (Saint-Denis La Plaine, France). 9 pp.
- AGRA-OST (2008). *10 règles sur l'épandage des engrais de ferme*. [En ligne]. Adresse: <http://www.glea.net/AGRAOST/doc/10regles-epandageengdefermepdf.pdf>
- Agroenvironnement, R. (2011). *Vinasses concentrées de distillerie : Apport de potassium*.
- Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Campoy, M., Carrasco, L., Najera, I., Baixauli, C., Caravaca, F., Roldan, A., Cegarra, J. et Bernal, M.P. (2012). Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *Eur. J. Agron.* **43**, 119-128.
- Amie Assouh, A., Carré, J., Delcarte, J., Douard, F., Girard, P., Lacrosse, L., Marchal, D., Martin, J., Napoli, A., Riedacker, A., Rolot, D., Ryckmans, Y., Schenkel, Y., Temmerman, M. et Wauthélet, M. (2005). *Guide biomasse énergie*. Collection "Points de repère". Québec, Canada, Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie (IEPF), 98-106.
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J. et Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost : dynamics of mobilisation and availability - a review. *Eur. J. Soil Biol.* **39**, 107-116.
- Anonyme (2006). *Liste positive des matériaux de départ et des adjuvants pour la fabrication de compost et de digestat*. Commission Suisse de l'inspection du compostage et de la méthanisation. 7 pp.
- Anonyme (2010a). *Les stations d'épurations : fonctionnement et valorisation des boues*. Université de Liège (ULg), Département de Chimie Appliquée. Présentation Power Point (31 dias).
- Anonyme (2010b). *Terre dite de bruyère, la "véritable" terre pour acidophiles ! France*, Klasmann-Deilmann GmbH. 1 p. [En ligne]. Adresse: <http://www.klasmann-deilmann.com/fr/actualites/1/2.html>
- Anonyme (2011). *Technical report for End-of-waste criteria on biodegradable waste subject to biological treatment*. Seville, Spain, IPTS. Draft - Second working document. 203 pp.
- Anonyme (2012a). *La Poudre de Neem*. 2 pp. [En ligne]. Adresse: http://natureneem.fr/index_fichiers/Poudre_de_neem.htm
- Anonyme (2012b). *Neem, neem oil, bio stimulant, stimulateur des défenses naturelles*. 2 pp.
- Anonyme (2012c). *Processus pulpe de betterave déshydratée*. 4 pp.
- Anonyme (2012d). *Pulpe de raisin déshydratée séchée*. 1 p. [En ligne]. Adresse: <http://www.gardonnenque.fr/fr/produits/3-1-agriculture-et-agro-ind...>
- Anonyme (2012e). *Sang, corne et guano : des engrais naturels*. 3 pp. [En ligne]. Adresse: <http://www.gerbeaud.com/jardin/fiches/print.php?id=454>
- Anonyme (2012f). *Semences & plants biologiques/bio-dynamiques. Amendements, produits, matériel pour un jardinage écologique*. 5 pp.
- Anonyme (2012g). *Véritable terre de bruyère forestière. Support de culture conforme à la norme NF U 44-551*. 1 p.

- Balusson, H. (2012). "ULVANS" - *Ulves Valorisation Nutrition Santé*. Présentation Gen2Bio. Lorient, France. Présentation orale (38 dias).
- Boulter-Bitzer, J.I., Trevors, J.T. et Boland, G.J. (2006). A polyphasic approach for assessing maturity and stability in compost intended for suppression of plant pathogens. *Appl. Soil Ecol.* **34**, 65-81.
- Chabalier, P.F., van de Kerchove, V. et Saint Macary, H. (2006). *Guide de la fertilisation organique à la Réunion*. France, CIRAD, 302 pp.
- Chambre syndicale des Améliorants Organiques et Supports de Culture (2012). *Matière organique, un investissement rentable pour l'agriculture et la société. 3. Fertilisants et paillages organiques : des impacts bénéfiques pour la protection des sols, et la lutte contre l'érosion*. Angers, France. 4 pp.
- Comité engrais SPF (2011). *Amendements organiques séchés thermiquement/biothermiquement*. 10 pp.
- Communauté Européenne (1986). *DIRECTIVE 86/278/CEE DU CONSEIL du 12 juib 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture*. Journal officiel des Communautés européennes, L 181/6 -L181/12.
- Communauté Européenne (1991). *REGLEMENT (CEE) n°2092/91 DU CONSEIL du 24 juin 1991 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires*. Journal officiel des Communautés européennes. L 198/1 - L 198/15.
- Communauté Européenne (1999). *DIRECTIVE 1999/31/CE DU CONSEIL du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets*. européennes, Journal officiel des Communautés. L 182/1 - L 182/19.
- Communauté Européenne (2008). *DIRECTIVE 2008/98/CE DU PARLEMENT EUROPEEN ET DU CONSEIL du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives*. européenne, Journal officiel de l'Union. L 312/3 - L 312/30.
- Danho Djeke, M., Kouassi Tehua Angui, P. et Yatty Kouadio, J. (2011). Décomposition des broyats de coques de cacao dans les sols ferrallitiques de la zone d'Oumé, centre-ouest de la Côte d'Ivoire : effets sur les caractéristiques chimiques des sols. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **15(1)**, 109-117.
- Delas, J., Dureau, P., Godefert, M., Juste, C., Menet, M., Molot, C., Soyer, J.P. et Vessot, B. (1985). Effets de l'épandage de vinasses de distillerie sur le comportement de la vigne et les propriétés du sol. *Science du Sol* **3**, 115-127.
- Déportes, I., Benoit-Guyod, J.L. et Zmirou, D. (1995). Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost : a review. *Sci. Total Environ.* **172**, 197-222.
- Destain, J.P. (2012). *Matières fertilisantes*. Gembloux, Belgique, 110 pp.
- FERAB (2005). *Marché belge du recyclage en agriculture*. Fédération des Entreprises de Recyclage agricole en Belgique (ASBL FERAB), 1 p. [En ligne]. Adresse: <http://www.ferab.be/activites.php>
- Fichtner, E.J., Benson, D.M., Diab, H.G. et Shew, H.D. (2004). Abiotic and Biological Suppression of *Phytophthora parasitica* in a Horticultural Medium Containing Composted Swine Waste. *Phytopathology* **94**, 780-788.

- Fuchs, J.G., Berner, A., Mayer, J., Smidt, E. et Schleiss, K. (2008). *Influence of compost and digestates on plant growth and health : potentials and limits*. CODIS 2008 - International congress, Solothurn, Switzerland, 27th - 29th February 2008, 101-110.
- Fytoweb (2013). *Liste des dérogations pour les engrais, améliorants du sol, substrats de culture et produits connexes*. 21/03/2013. [En ligne]. Adresse: <http://www.fytoweb.fgov.be/secure/ontheffingen.asp?link=mest>
- Godden, B. (1986). *Etude du processus de compostage du fumier bovin*. Université Libre de Bruxelles, Sciences Agronomiques.
- Godin, M.C. (2007). *La valorisation des déchets*. Service Public de Wallonie (SPW). Rapport analytique 2006-2007 sur l'Etat de l'Environnement wallon. 16 pp.
- Guérin, F. (2012). *Les engrais organiques*. 4 pp.
- Guet, G. (2003). *Mémento d'agriculture biologique : guide pratique à usage professionnel*. France Agricole Editions, 416 pp.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S. et Warman, P.R. (2008). A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* **123**, 1-14.
- Henry, C. et Bergeron, K. (2005). *Compost use in forest land restoration*. United States, Environmental Protection Agency (EPA). 35 pp.
- Houot, S., Cambier, P., Deschamps, M., Benoit, P., Nicolardot, B., Morel, C., Le Bissonais, Y., Steinberg, C., Leyval, C., Beguiristain, T., Capowiez, Y., Poitrenaud, M., Lhoutellier, C., Francou, C., Brochier, V., Annabi, M. et Lebeau, T. (2009). Compostage et valorisation par l'agriculture des déchets urbains. *Innovations Agronomiques* **5**, 69-81.
- Huber, G. et Schaub, C. (2011). *Guide des fertilisants azotés utilisables en bio*. Agricultures et Territoires-Chambre de l'agriculture Bas-Rhin, 16 pp.
- Ibiremo, O.S., Fagbola, O. et Iremiren, G.O. (2006). *Effets de l'amendement d'écorces de cacao avec des engrais phosphatés sur des anacardiens inoculés avec des mycorrhizes arbusculaires (MA), dans deux types de sol au Nigéria (résumé)*. 15^{ème} Conférence Internationale sur la Recherche Cacaoyère, San José, Costa Rica, 9-14 octobre 2006, p. 238.
- Iglesias-Jimenez, E. et Alvarez, C.E. (1993). Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils* **16**, 313-318.
- IPTS (2011). *Technical report for End-of-waste criteria on biodegradable waste subject to biological treatment*. Seville, Spain, IPTS. Draft - Second working document. 203 pp.
- Labrie, C., Leclerc, P., Côté, N., Roy, S., Brzezinski, R., Hogue, R. et Beaulieu, C. (2001). Effect of chitin waste-based composts produced by two-phase composting on two oomycete plant pathogens. *Plant and Soil* **235**, 27-34.
- Lecat, A. (2012). La fertilisation azotée des blés biologiques. *Agricultures et Territoires-Chambre de l'agriculture Bas-Rhin*, 4 pp.
- Leclerc, B. (2001). *Guide des Matières Organiques*. édition, Deuxième. Paris, Institut Technique de l'Agriculture Biologique. **Tome 2**, 91 pp.
- Louvieaux, J. (2004). *Mesure de l'efficacité d'extraits d'algues sur la vigne (Vitis vinifera L.) en conditions contrôlées et au vignoble, validée par la mesure de l'activité photosynthétique et les analyses chimiques*. Bruxelles, Belgique, Université Libre de Bruxelles (ULB), Laboratoire

- d'Agrotechnologies végétales. Travail de fin d'études présenté pour l'obtention du grade d'ingénieur agronome. 86 pp + annexes.
- Lyimoa H.J.F., Pratt R.C. et R.S.O.W., M. (2012). Composted cattle and poultry manures provide excellent fertility and improved management of gray leaf spot in maize. *Field Crops Res* **126**, 97-103.
- Mahimairaja, S., Dooraisamy, P., Lakshmanan, A., Rajannan, G., Udayasoorian, C. et Natarajan, S. (2008). *Composting Technology and Organic Waste Utilization in Agriculture* A.E. Publications.
- Mallard, P., Rogeau, D., Gabrielle, B., Vignoles, M., Sablayrolles, C., Le Corff, V., Carrere, M., Renou, S., Vial, E., Muller, O., Pierre, N. et Coppin, Y. (2005). *Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances*. Cemagref (Rennes), INRA (Grignon), ENSIACET (Toulouse), CReeD (Limay), Anjou Recherche (Paris), Ecobilan/PriceWaterhouseCoopers (Paris), Orval (Rillieux-la-Pape), ADEME DDS/DGBS (Angers). Rapport final de l'étude répondant au Marché n°0375C0081 entre l'ADEME et le Groupement Cemagref - INRA - CReeD - Anjou Recherche - Ecobilan - Orval. 331 pp.
- Marshall, A. (2006). *Response to Consultation on the source segregation requirement in Paragraph 7A of Schedule 3 to the Waste Management Licensing Regulations 1994*. 12 pp.
- Matsunaka, T., Sawamoto, T., Ishimura, H., Takakura, K. et Takekawa, A. (2006). Efficient use of digested cattle slurry from biogas plant with respect to nitrogen recycling in grassland. *International Congress Series* **1293** (0), 242-252.
- Ministère de la Région wallonne (1995). *Arrêté du Gouvernement wallon portant réglementation de l'utilisation sur ou dans les sols des boues d'épuration ou de boues issues de centres de traitement de gadoues de fosses septiques*. belge, Moniteur. 9277-9288.
- Ministère de la Région wallonne (2006). *Arrêté du Gouvernement wallon fixant les lignes directrices de la conditionnalité prévue par l'article 27 de l'arrêté du gouvernement wallon du 23 février 2006 mettant en place les régimes de soutien direct dans le cadre de la politique agricole commune*. belge, Moniteur. 39309-39325.
- Ministère de la Région wallonne (2008). *Arrêté du Gouvernement wallon relatif à l'octroi d'aides (de subventions) aux agriculteurs pour la construction d'une unité de biométhanisation agricole*. belge, Moniteur. 59347-59352.
- Ministère de la Région wallonne (2009). *Arrêté du Gouvernement wallon déterminant les conditions sectorielles relatives aux installations de compostage lorsque la quantité de matière entreposée est supérieure ou égale à 500 m³ et modifiant l'Arrêté du Gouvernement wallon du 4 juillet 2002 relatif à la procédure et à diverses mesures d'exécution du décret du 11 mars 1999 relatif au permis d'environnement*. belge, Moniteur. 61746-61756.
- Ministère de la Région wallonne (2011). *Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement contenant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture*. belge, Moniteur. 25217-25234.
- Nevens, F. et Reheul, D. (2003). The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture : nitrogen availability and use. *Eur. J. Agron.* **19**, 189-203.
- Nitrawal (2010). *Le Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA II)*. 4 pp.
- Nitrawal (2013). *Boues*.

- ORBIT/ECN (2008). *Compost production and use in the EU, Final report of ORBIT e.V./ European Compost Network ECN to European Commission*. Joint Research Center, 182 pp.
- Pascual, J.A., Garcia, C., Hernandez, T., Lerma, S. et Lynch, J.M. (2002). Effectiveness of Municipal Waste Compost and Its Humic Fraction in Suppressing *Pythium ultimum*. *Microb. Ecol.* **44**, 59-68.
- Pirotte, N. (2012). *Présentation : valorisation de la chaleur, le séchage du digestat*. Au pays de l'Attert, 32 pp.
- Rappert, S. et Müller, R. (2005). Odor compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries. *Waste Manage* **25** (9), 887-907.
- Reuveni, R., Raviv, M., Krasnovsky, A., Freiman, L., Medina, S., Bar, A. et Orion, D. (2002). Compost induces protection against *Fusarium oxysporum* in sweet basil. *Crop Prot.* **21**, 583-587.
- Rivero, C., Chirenje, T., Ma, L.Q. et Martinez, G. (2004). Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. *Geoderma* **123**, 355-361.
- Saebo, A. et Ferrini, F. (2006). The use of compost in urban green areas - A review for practical application. *Urban Forestry & Urban Greening* **4**, 159-169.
- Service Public Fédéral (2004). *Certificat d'utilisation octroyé à la SA Orafti/Raffinerie Notre-Dame*. Moniteur belge.
- Service Public Fédéral (2013). *Arrêté royal relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des engrais, des amendements du sol et des substrats de culture*. belge, Moniteur. 14889-14988.
- Tauvel, M. (2006). *Le traitement bio-mécanique des déchets : avantages, inconvénients, coûts et jeux d'acteurs*. ENGREF Centre de Montpellier (Montpellier, France), Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Paris, France). Synthèse technique, 1-16.
- Temmerman, M. (2011). Energie nécessaire au broyage de la biomasse et des produits densifiés. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **15** (2), 349-360.
- Tittarelli, F., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., Civilini, M., Benedetti, A. et Sequi, P. (2007). Quality and Agronomic Use of Compost. In: *Compost science and Technology*, Diaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. and Stentiford, E. (eds.). Elsevier, vol. 8, 119-157.
- Vallad, G.E., Cooperband, L. et Goodman, R.M. (2003). Plant foliar disease suppression mediated by composted forms of paper mill residuals exhibits molecular features of induced resistance. *Physiol. Mol. Plant Pathol.* **63**, 65-77.
- WRAP (2012). *Using quality anaerobic digestate to benefit crops*. 11 pp.

CHAPITRE 2.
DÉFINITION DES CRITÈRES DE CARACTÉRISATION DES
MATIÈRES ORGANIQUES ET DÉTERMINATION DES
VALEURS PHYSICO-CHIMIQUES DE RÉFÉRENCE

1. IDENTIFICATION DES CRITERES/PARAMETRES

La qualité et l'efficacité agronomique d'une application de matières organiques dépendent des conditions pédoclimatiques, du type de culture, de la date et de la dose d'apport et des caractéristiques des matières organiques. L'efficacité agronomique des matières organiques comprend la valeur amendante, la valeur azotée et les effets sur les propriétés chimiques, physiques et biologiques des sols. Pour les engrais de ferme, ces caractéristiques varient en fonction des périodes de collecte, de la forme physique, du régime alimentaire des animaux et du type de stabulation. Pour les composts, les paramètres varient notamment en fonction de l'aération et du nombre de retournements des tas, de la maturité du produit et de la composition des mélanges (Abiven, 2004).

Certains paramètres, comme la biodisponibilité de l'azote varient rapidement. D'autres paramètres, comme la stabilité des matières organiques, le contenu en éléments nutritifs (autres que l'azote) et le contenu en polluants, varient plus lentement. La prise en compte de ces variations temporelles permet de mieux caractériser les matières organiques et identifier leurs utilisations.

Les principaux critères permettant de comparer les matières organiques sont :

1. la teneur en matière sèche, le taux de matières organiques et le pH ;
2. la proportion de matières organiques susceptibles de donner de l'humus ;
3. les teneurs en éléments fertilisants ;
4. les teneurs en contaminants.

1.1. La teneur en matière sèche, le taux de matières organiques et le pH

La teneur en matière sèche a des répercussions au niveau du coût du transport et de l'épandage des matières organiques. Il est en effet plus intéressant de transporter des quantités importantes d'éléments nutritifs par tonne de produit brut. Lors du transport et de l'épandage, il est important de savoir si la matière peut être pompée ou pelletée. Le transporteur choisira donc son matériel en fonction de cette information. Dans le cas où la matière est pelletée, elle doit pouvoir tenir en tas (au minimum un mètre de hauteur) pour la facilité d'utilisation.

Le taux de matière organique indique la quantité totale de carbone présent dans la matière. Ce taux donne une indication du caractère amendant de la matière. La stabilité du carbone doit être étudiée afin de connaître quelle quantité d'humus peut être formée.

Le pH des matières organiques est un indicateur du bon fonctionnement et de la maturité lors des processus de compostage et de biométhanisation. Le pH, en tant que tel, n'est pas un indicateur intéressant pour connaître l'influence des matières sur le statut acido-basique du sol. La valeur neutralisante caractérise mieux cette influence.

1.2. La proportion de matières organiques susceptible de donner de l'humus

Les matières organiques sont utilisées par les micro-organismes du sol. Ces derniers minéralisent les matières organiques en convertissant les molécules organiques en formes minérales. Le processus de minéralisation libère différents éléments nutritifs qui sont plus ou moins disponibles pour les plantes. Les composés carbonés se transforment en CO₂ et les composés azotés se

transforment en NH_4^+ et NO_3^- (AFNOR, 2010b). L'activité biologique qui résulte de cette minéralisation participe à des phénomènes tels que l'amélioration et le maintien de la structure (diminution de l'érosion), la porosité, la perméabilité et la diminution du lessivage/lixiviation des éléments dans le sol (Culot, 2005).

La vitesse de minéralisation du carbone au cours de la décomposition des matières organiques dépend de quatre facteurs : la composition des matières organiques, le climat (eau et température), la présence de conditions limitantes (pH, manque d'azote ou d'oxygène) et la surface de contact (Nicolardot et al., 2001).

La vitesse de minéralisation du carbone a un impact sur d'autres paramètres comme la disponibilité de l'azote ou la stabilité de la structure du sol (Nicolardot et al., 2001; Gabrielle et al., 2002).

1.3. La teneur et la vitesse de minéralisation de l'azote

L'azote est un composé essentiel des acides aminés et de l'ADN. Il est donc indispensable à la croissance des organismes vivants. Environ 95 % de l'azote de la couche arable se trouvent fixés dans la biomasse vivante ou morte. Les 5 % d'azote libre dans le sol sont partagés entre les micro-organismes du sol et les plantes. Une concurrence pour l'ingestion de l'azote disponible existe donc entre ces organismes vivants.

Les recherches montrent que la disponibilité de l'azote dépend davantage de la localisation de cet élément dans les différentes fractions biochimiques du carbone (solubles, hémicellulose, cellulose et lignine) (Culot, 2005; Flavel and Murphy, 2006). À mesure que le compost mûrit et que les organismes saprophytes meurent, l'azote organique se transforme en azote minéral (ammonium et nitrate). Dans les sols non acides, le nitrate est généralement plus abondant que l'ammonium. L'assimilation mixte est souvent observée. La proportion de nitrate et d'ammonium absorbée varie suivant les espèces et les conditions environnementales.

1.3.1. La teneur en azote ammoniacal et le rapport $\text{N-NH}_4^+/\text{N}_{\text{total}}$

Les végétaux absorbent principalement de l'azote minéral. Les racines peuvent aussi absorber de petites molécules aminées (acides aminés et urée). Ces molécules organiques ne représentent généralement qu'une faible part de la nutrition azotée.

Lors de la décomposition des matières organiques, l'azote organique est transformé par les micro-organismes en azote minéral sous forme d'ammoniac et nitrates. Une partie de l'ammoniac disparaît dans l'atmosphère par volatilisation, une autre partie est immobilisée par les feuillets d'argiles ou l'humus du sol par adsorption (NH_4^+ est retenu par les charges négatives des feuillets et de l'humus). Les pertes par volatilisation sont accrues lorsque l'humidité est faible, la température et l'irradiation solaire élevée, l'incorporation dans le sol est insuffisante, le sol est exposé au vent et sur sol léger (capacité d'échange faible) ou basique (manque d'ions H^+). Dans le sol, l'ammonium est peu mobile. Lors du processus de nitrification, les micro-organismes du sol transforment l'ammonium en nitrate, une réaction qui nécessite la présence d'oxygène. La vitesse de cette réaction varie avec l'activité des micro-organismes. L'activité de ceux-ci est liée à la température et la présence d'oxygène. Les sols gorgés d'eau ou compactés ne favorisent pas une bonne activité microbienne (Godden et al., 2005).

Le nitrate est beaucoup plus mobile dans le sol. L'excès est perdu par lessivage vers les eaux souterraines et/ou de surface.

Les matières organiques avec un rapport $N-NH_4^+/N_{total}$ supérieur à 0,2 sont considérées comme ayant des quantités d'azote minéral importantes.

1.3.2. Le rapport C/N

Les micro-organismes saprophytiques ont besoin de carbone et d'azote pour leur développement. En conséquence, un bon ratio de ces deux éléments est indispensable pour une dégradation rapide des matières organiques. Le rapport C/N des matières organiques en décomposition diminue continuellement. Une grande partie du carbone organique est en effet utilisé comme source d'énergie (Luxen et al., 2012).

Le rapport C/N est un indicateur approximatif de la dégradation des substrats organiques en aérobie. Un produit organique au C/N élevé ($> 15 - 20$) peut entraîner un risque de « faim d'azote » pour les plantes. Utilisé seul, ce critère de qualité a ses limites. En effet, deux produits ayant le même C/N peuvent avoir un comportement différent dans le sol et donc sur l'évolution de la teneur en matières organiques du sol. Le C/N est donc un indicateur partiel de qualité à compléter par d'autres informations (proportions des fractions organiques, maturité du compostage, inhibiteurs, etc.).

1.3.3. L'ancienne classification des matières organiques

Les rapports C/N et $N-NH_4^+/N_{total}$ permettent de faire une première classification des matières organiques. Elle donne une première indication sur la rapidité d'action des matières.

Une étude statistique a montré que le contenu en azote ne permet pas d'estimer la vitesse de minéralisation du carbone. Cette étude montre une corrélation moyenne entre le rapport C/N et la vitesse de minéralisation du carbone ($r = - 0,35$). Cette étude statistique suggère une corrélation beaucoup plus forte entre les paramètres de l'analyse proximale et la vitesse de minéralisation du carbone (Lashermes et al., 2009).

La Figure 6 illustre la classification des matières organiques en se basant sur le rapport $N-NH_4^+/N_{total}$ et C/N. Les matières organiques riches en azote minéral ($N-NH_4^+/N_{total} \geq 0,2$) sont classées comme matières organiques à action rapide, les matières pauvres en azote minéral ($N-NH_4^+/N_{total} < 0,1$) comme matières organiques à action lente. Les matières organiques avec un rapport $N-NH_4^+/N_{total}$ entre 0,1 et 0,2 sont classées comme matières organiques à action rapide si le rapport C/N est inférieur à 10 et comme matières organiques à action lente si le rapport C/N est supérieur à 10 (Destain et Thirion, 2004 in Godden et al., 2005).

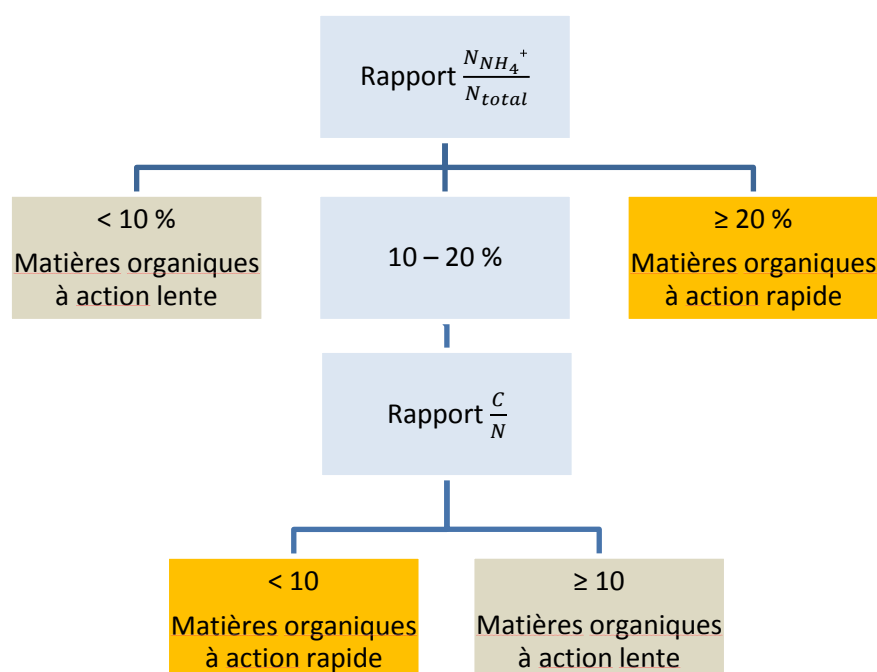


Figure 6. Classification des matières organiques en fonction de leur dynamique d'action (Destain et Thirion, 2004 in Godden *et al.*, 2005).

1.3.4. Les indicateurs de la stabilité des matières organiques

La stabilité du carbone, présent dans les matières organiques appliquées sur les sols, peut être évaluée à partir de divers indicateurs qui estiment la proportion de matière organique susceptible d'être incorporée à la matière organique du sol de manière durable. Les plus récents indicateurs sont l'indice de stabilité biologique (ISB) et l'indice de stabilité de la matière organique (ISMO) (Huber and Schaub, 2011b).

L'ISB représente la proportion de l'amendement de départ la plus résistante aux dégradations microbiennes, et donc susceptible de se stabiliser dans le sol (AFNOR, 2005). Sa valeur, exprimée par rapport à la matière sèche de l'amendement varie entre 0 et 1. Plus l'ISB est élevé, plus l'amendement est stable dans le sol. La formule pour calculer ce paramètre est la suivante :

$$ISB = 2,112 - 0,02009 * SOL - 0,02378 * HEM + 0,0084 * LIC - 0,02216 * CEW$$

SOL = fraction soluble dans l'eau bouillante + réactif NDF (neutral detergent fiber) ; HEM = fraction équivalente hémicellulose ; LIC = fraction équivalente lignine + cutine ; CEW = fraction équivalente cellulose.

Une limite générale de cette méthode est qu'elle repose implicitement sur une hypothèse d'additivité. Les différents constituants biochimiques des matières organiques ne sont cependant pas accolés, mais le plus souvent en interaction étroite. Un autre paramètre à prendre en considération est la granulométrie du produit. Plus un amendement organique est broyé fin, plus sa surface de contact avec le sol est importante, d'où une stimulation accrue de la dégradation. Les méthodes biochimiques et les incubations biologiques sont appliquées à des produits finement broyés, pour des raisons de représentativité d'échantillon et d'efficacité des extractions. Les résultats représentent donc un potentiel à long terme plutôt qu'un comportement à court terme (Huber et Schaub, 2011).

L'ISB s'est désormais considéré comme obsolète au regard de la multiplicité des matières organiques mises sur le marché. L'ISB a été remplacé par ISMO qui permet de mieux estimer la proportion de matières organiques qui sont susceptibles de s'incorporer de manière durable au pool organique du sol (AFNOR, 2010b; AFNOR, 2010a). La norme expérimentale XP U44-162 de caractérisation de la matière organique, par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique (ISMO), a été publiée par l'AFNOR en janvier 2010. L'ISMO a été testé sur la base d'études de minéralisation longue afin de mieux estimer les phénomènes intervenant sur le long terme. Il se différencie de l'ISB par une cinétique de minéralisation du carbone à trois jours qui entre en compte dans le calcul. L'ISMO est donc calculé à partir des résultats de la méthode de fractionnement biochimique et la fraction du carbone minéralisé après 3 jours d'incubation à 28 °C (ct_3), ce qui correspond à une période de 14 jours au champ sous le climat du bassin Parisien (Huber and Schaub, 2011b). La formule pour déterminer l'ISMO est la suivante :

$$ISMO = 44,5 + 0,5 * SOL - 0,2 * CEL + 0,7 * LIC - 2,3 * ct_3$$

SOL = fraction soluble dans l'eau bouillante + réactif NDF (neutral detergent fiber) ; CEL = fraction équivalente cellulose ; LIC = fraction équivalente lignine + cutine ; ct_3 = C minéralisé en 3 jours d'incubations.

Des essais au champ ont été réalisés afin de tester si l'ISB et l'ISMO donnent des valeurs proches de la réalité. Ces essais ont montré que l'ISB a plutôt tendance à sous-estimer la quantité de matière organique qui se stabilise dans le sol et que l'ISMO a tendance à surestimer (Brochier, 2011).

En 2010, le groupe de recherche de Sabine Houot de l'INRA a proposé une nouvelle classification des matières organiques. La classification se base sur l'étude des fractions proximales du carbone, la minéralisation de l'azote et le contenu en azote total. Elle découle de l'étude statistique (classification numérique, analyse en composantes principales, arbre de décision confirmé par validation croisée) de 273 matières organiques exogènes. La classification finale comprend six classes (Figure 7 et Tableau 7). Il faut noter que cette classification a été développée en France et a été calibrée sur les sols et le climat français (bassin Parisien) (Nicolardot *et al.*, 2001; Lashermes *et al.*, 2010). Une comparaison avec les essais longue durée en Belgique (Agra-Ost en prairie et CRA-W en culture) permettrait d'affiner la formule pour faire des prédictions correspondant mieux au climat de la Belgique.

N _{org} (%MS)	CEL (%MO)	LIG (%MO)	SOL (%MO)	N _{org} (%MS)	N minéral (gN kg ⁻¹ MS)	Classe
> 9					N14 ≥ 40 N91 ≥ 40	1
] 6.5 ; 9]					20 ≤ N14 ≤ 30 25 ≤ N91 ≤ 40	2
≤ 6.5	≤ 40	≤ 20	>70		0 ≤ N14 ≤ 10 0 ≤ N91 ≤ 15	4
			]45;70]	>3	0 ≤ N14 ≤ 15 10 ≤ N91 ≤ 25	3
				≤ 3	-10 ≤ N14 ≤ 5 -5 ≤ N91 ≤ 5	5
				≤ 45		
		> 20				
	> 40					-10 ≤ N14 ≤ 0 -10 ≤ N91 ≤ 0

Figure 7. Typologie distinguant 6 classes de comportement de minéralisation d'azote. N_{org} : le contenu en azote organique ; CEL : fraction de cellulose du carbone organique par rapport au contenu en MO ; LIG : fraction de lignine du carbone organique par rapport au contenu en MO ; SOL : fraction de carbone soluble par rapport au contenu en MO, N_{org} : le contenu en azote organique. N_{minéral} 14 et 91 : quantité d'azote minéralisée respectivement après 14 ou 91 jours d'incubation à 28 °C.

Tableau 7. Prédiction de la quantité d'azote minéralisé après 2 mois ou un an après l'application des matières organiques sur les sols sur base des observations faites au cours des incubations en laboratoire, après respectivement 14 et 91 jours à 28 °C. La température a uniquement été considérée : les durées de 2 mois et 1 an sont estimées correspondre à 14 et 91 jours d'incubation à 28 °C. Cette estimation permet de tenir compte des différences entre les conditions en laboratoire et les conditions climatiques moyennes en France.

Classes	Azote potentiellement minéralisable dans le sol	Libération d'azote minéral de la MO (kg N/t MS)			
		2 mois après l'application		1 an après l'application	
		Intervalles de variation	Valeurs de référence	Intervalles de variation	Valeurs de référence
1	Minéralisation d'azote très élevée	≥ 40	60	≥ 40	60
2	Minéralisation d'azote élevée	[20;30]	30	[25;40]	30
3	Minéralisation d'azote moyenne	[0;15]	10	[10;25]	15
4	Minéralisation d'azote moyenne à faible	[0;10]	5	[0;15]	10
5	Minéralisation d'azote faible. Risque d'immobilisation d'azote dans le sol	[-10;5]	0	[-5;5]	0
6	Risque d'immobilisation d'azote dans le sol	[-10;0]	-5	[-10;0]	-5

1.3.5. La cinétique de minéralisation du carbone et de l'azote

La détermination des cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote est réalisée par des expérimentations d'incubation. Les expérimentations d'incubation permettent d'évaluer les vitesses de minéralisation du carbone et de l'azote contenus dans les matières organiques étudiées. C'est une méthode relativement robuste permettant l'analyse d'un grand nombre de

matières. Cela permet d'estimer le comportement des matières organiques épandues sur les sols agricoles.

L'incubation d'un mélange sol/produit est réalisée en conditions contrôlées en laboratoire (à 28 °C et à capacité au champ). Le carbone organique se minéralise sous forme de CO₂ et est piégé par du NaOH 0,5M qui est dosé par titration avec du HCl 0,1N ou par toute autre méthode équivalente. L'azote organique minéralisé sous forme de NH₄⁺ et NO₃⁻ est extrait du mélange sol/produit, à l'aide d'une solution de KCl 0,5M. L'azote ammoniacal et nitrique est alors dosé par colorimétrie.

Une comparaison menée en 2009 (Bouthier and Trochard, 2009) a montré que sur 44 matières organiques, 26 matières présentent une cinétique de minéralisation et des valeurs de minéralisation similaires entre les conditions en laboratoire et les conditions en champ. Parmi les matières organiques ne coïncidant pas, huit ont la même allure cinétique mais des valeurs de minéralisation différentes et dix sont complètement différentes. Les cas de discordance peuvent notamment être liés aux erreurs de dosage de la matière au champ (volatilisation de l'azote, etc.). Cela peut également être dû aux protocoles de laboratoire où le séchage, le broyage fin et l'apport d'azote minéral modifient les conditions de minéralisation. Le broyage entame les fractions ligneuses et confère une meilleure exposition des matières organiques aux micro-organismes. De plus, l'azote ajouté en incubation ne reflète pas nécessairement les conditions en champ où l'azote peut être limitant.

1.4. Les teneurs en éléments fertilisants

A chaque récolte, la culture exporte des nutriments du sol. Cette exportation de nutriments provoque un appauvrissement du sol en éléments nutritifs. Il est donc indispensable de réapprovisionner le sol en éléments nutritifs via la fertilisation. Un apport de matières organiques permet de restituer les éléments nutritifs au sol.

1.4.1. Le calcium

Le calcium est un élément indispensable pour améliorer et conserver l'état et les fonctions du sol. Le calcium est le macroélément basique indispensable à la plante. Il est exporté en grandes quantités lors de chaque récolte. Bien que fortement lié aux complexes argilo-humiques (faible rayon d'hydratation et valence +2), les précipitations entraînent des quantités importantes de calcium vers les eaux souterraines.

Cette diminution du contenu en calcium accélère l'acidification du sol et la détérioration du complexe adsorbant (complexes argilo-humiques). Le statut acido-basique influence notamment la biodisponibilité des nutriments, entre autres les principaux éléments fertilisants : N, P et K (Tableau 8).

Tableau 8. Perte d'efficacité des engrais (en %) en fonction du pH (Lhoist, 2013).

Éléments nutritifs	Valeurs de pH				
	4,5	5	5,5	6	7
N	-70 %	-57 %	-23 %	-11 %	/
P	-77 %	-66 %	-52 %	-48 %	/
K	-67 %	-48 %	-23 %	/	/

Le calcium lui-même est rarement déficitaire pour les plantes. Il a été montré qu'une application de calcium avant la récolte permet d'augmenter la qualité et le temps de conservation de certains légumes (Hirschi, 2004; Park *et al.*, 2005).

1.4.2. Le magnésium

Le magnésium influence également l'acidité du sol. Le magnésium est moins fixé aux complexes argilo-humiques que le calcium. Ce lessivage est accentué sur sol acide. Cela peut induire une carence en magnésium chez les plantes. Le magnésium est en fait un nutriment primordial pour les plantes, puisque le magnésium est l'atome central qui stabilise la chlorophylle et intervient également dans le stockage de l'énergie dans la cellule et dans la protection contre le stress oxydatif (radicaux libres, maintien de la stabilité et fonction des membranes biologiques). La carence en magnésium chez les herbivores, qui se manifeste sous forme d'une tétanie, est plus fréquente que chez les plantes. Pour cette raison, la fertilisation magnésienne n'est pas surtout destinée à augmenter les rendements, mais vise surtout à améliorer la teneur en magnésium du fourrage du bétail (Gennen, 2011).

1.4.3. Le potassium

Le potassium est un élément essentiel pour la croissance des plantes. C'est le cation prédominant dans le cytoplasme de la cellule végétale, jouant des rôles multiples comme la régulation de la pression osmotique et l'ouverture des stomates. Le potassium est un constituant essentiel du chloroplaste. La plante montre une aptitude à prélever du potassium en profondeur dans le sous-sol, pour autant que l'humidité soit suffisante.

Dans un sol enrichi en calcium et surtout en magnésium, l'absorption du potassium par le végétal est entravée (antagonisme). Une bonne teneur en MgO est à mettre en relation avec le taux de K₂O dans un rapport de concentration échangeable K₂O/MgO entre 2 et 3 dans le sol. Un rapport élevé est synonyme d'une concentration de luxe du potassium pouvant entraîner des carences en magnésium.

1.4.4. Le phosphore

Le phosphore est un des plus importants macronutriments pour les plantes. Il est très peu soluble et reste en général dans les couches superficielles du sol. Dans un sol trop acide, le phosphore se lie au fer ou à l'aluminium, dans les sols trop basiques, au calcium. Comme il ne pénètre pas dans le sol, les plus grandes pertes de phosphore sont dues à l'érosion du sol et la perte de la couche supérieure par les coulées de boues en cas de forte pluie ou par le vent, les pertes par lessivage vers les eaux profondes sont relativement faibles.

Le phosphore est très vite adsorbé par les particules du sol. La disponibilité du phosphore ainsi immobilisé est donc limitée et sa libéralisation dépend de l'humidité et de la température du sol. On rencontre fréquemment des carences en phosphore au printemps lors d'une période froide. Dans ce cas, la croissance des racines et de la plante entière s'arrête et la couleur des feuilles change (accumulation de chlorophylles et anthocyanes).

1.5. Les teneurs en contaminants

1.5.1. La salinité

Les sels (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, Cl⁻) sont des éléments minéraux importants dans l'alimentation humaine et du bétail. Cependant, un excès de sels dans le sol, dû à un enrichissement naturel (80 % des terres salinisées) ou anthropique (irrigation) peut fortement inhiber la croissance et donc le rendement des cultures (Tableau 9). La salinité est l'un des facteurs les plus limitants de la

productivité des cultures (Ghassemi *et al.*, 1995). Les excès de salinité peuvent provoquer un effet osmotique, qui rend l'absorption d'eau au niveau des racines plus difficile, provoquer un déséquilibre des ions dans le sol, ce qui empêche certaines plantes d'absorber le potassium, le calcium et l'azote au niveau des racines. Cela induit une carence en potassium chez les plantes sensibles. Le sodium en grande quantité peut aussi provoquer une déstructuration du sol et avoir un effet sur le métabolisme cellulaire.

La salinité est mesurée en déci-siemens par mètre (dS/m) à l'aide d'un conductimètre.

Tableau 9. Tolérance de certains types de plantes aux sels (Wentz, 2001).

Tolérance au sel/conductivité électrique (dS/m)	Cultures de plein champ	Fourrages	Légumes	Arbres et arbustes
Très élevée (20)		Élymes imberbes		
Élevée (16)	Kochia	Élymes altaïs		Arbre de sel sibérien
	Betterave sucrière	Agropyre élevé		Argousier
		Élyme russe		Shépherdie argentée
		Herbe de blé fin		
8	Orge à 6 rangs	Lotier	Betterave potagère	Aubépine
	Carthame	Mélilot	Asperge	Olivier russe
	Tournesol	Luzerne	Épinard	Orme
	Orge à 2 rangs	Brome		Lila villosa
	Seigle d'automne			Saule laurier
	Blé d'hiver			
	Blé de printemps			
Moyenne	Avoine	Agropyre à crête	Tomate	Genévrier
	Moutarde jaune	Agropyre intermédiaire	Broccoli	Peuplier
	Fétuque des prés		Chou	Pin Ponderosa
	Lin			Pommier
				Sorbier
4	Maïs		Maïs	Lilas
			Pomme de terre	Pommier de Sibérie
				Erable Viorne
Faible	Fléole des prés	Trèfle blanc	Carotte	Epinette du Colorado
	Pois	Trèfle hybride	Oignon	Rose
	Féveroles	Trèfle rouge	Fraise	Sapin de Douglas
			Pois	Sapin baumier
Nulle (0)			Haricot	Bouleau
				Framboise
				Noyer noir
				Cornouiller
				Tilleul
				Fusain
				Mélèze

Les teneurs en sels ne sont pas prises en compte dans la suite de la caractérisation des matières organiques. Sous nos climats humides à précipitations constantes, la lixiviation des sels est importante réduisant fortement le risque de dégradation des sols par les sels. Pour le contrôle des traitements biologiques en aérobie ou anaérobie, la maîtrise de la salinité des intrants est importante. Le Na⁺ est reconnu comme élément utile pour les chénopodiacées (comme la betterave). A titre de comparaison, un apport de 100 unités d'azote (uN) avec du NaNO₃ apporte 164,3 kg Na⁺ à l'hectare. Selon Kuper *et al.* (2010), les composts et les digestats suisses

présentent des concentrations maximales de 4 g Na⁺/kg MS (la concentration moyenne est de 1 g Na⁺/kg MS). Les apports de Na⁺ pour 10 tMS s'élèvent à 40 kg Na⁺/ha (Tableau 10). Pour une dose de 230 kg N_{org}, les engrais de ferme apportent en moyenne 30 kg de Na⁺ (Piazzalunga *et al.*, 2012). L'infiltration moyenne efficace en Région wallonne pour les principaux aquifères est de ± 250 mm/an (DPS, 2013). Le Na⁺ étant un ion soluble, nous considérons que l'entière se retrouve dans la lame d'eau infiltrante. Notons que d'autres sources de Na⁺ (altération des roches, épandage d'hiver, etc.) existent dans l'environnement, ce qui peut augmenter la concentration attendue.

Tableau 10. Effets de la fertilisation sur la concentration en Na⁺ de la lame d'eau infiltrante.

Matière	Dose Na ⁺ (kg/ha)	Concentration en Na ⁺ attendue dans la lame d'eau infiltrante (mg/l)	Seuils de qualité selon le SEQ-ESO pour l'alimentation
Engrais NaNO ₃ (100uN)	164,3	65,7	S2 (< 100 mg/l)
Valeurs max digestats et composts suisses avec déchets de cuisine (10 T MS)	40	16	S1 (< 20 mg/l)
Valeurs max digestats et composts suisses sans déchets de cuisine (10 T MS)	16	6,4	S1 (< 20 mg/l)
Engrais de ferme (230 kg N _{org})	30	12	S1 (< 20 mg/l)

Les concentrations attendues sont faibles et comparables aux concentrations de la majorité des nappes wallonnes. L'altération de la qualité de l'eau par le Na⁺ est probablement limitée. Certains déchets industriels ou domestiques peuvent augmenter la salinité des matières organiques. L'influence des épandages de sels en hiver sur la qualité des boues d'épuration serait intéressante à évaluer.

Pour les plantations sous serre ou domestiques, le flux d'eau vertical est souvent plus limité qu'à l'extérieur. Dès lors, les matières utilisées doivent avoir, pour certaines espèces sensibles, une conductivité électrique relativement faible.

1.5.2. L'aspect sanitaire

Les matières organiques résiduelles peuvent contenir un grand nombre de micro-organismes pathogènes. Ce sont principalement les boues résiduelles des stations d'épuration qui en contiennent le plus.

Parmi les germes pathogènes présents dans ces matières, un certain nombre peut persister dans les sols. Certaines bactéries et les parasites plus particulièrement sont capables de survivre dans les sols pendant une durée de l'ordre d'une année.

En fonction des conditions environnementales, ces pathogènes vont survivre voire se multiplier (cas des salmonelles).

Parmi les bactéries pathogènes *Bacillus anthracis*, *Clostridium perfringens*, *Clostridium spp.*, *Erysipelothrix rhusiopathiae*, *Listeria monocytogenes*, *Mycobacterium avium*, *Mycobacterium tuberculosis* et *Salmonella ssp.* peuvent également survivre dans les sols pendant une période de l'ordre d'une année. *Escherichia coli* (O157 H7) et *Campylobacter jejuni* survivent plutôt durant quelques mois.

Les virus sont relativement peu résistants dans les sols ; de plus leurs caractères infectieux peuvent être considérablement affaiblis.

Ascaris suum, *Cryptosporidium spp.*, *Giardia spp.*, *Nematodirus helvetianus*, *Taenia saginata* sont des parasites qui peuvent survivre dans le sol durant plus d'un an.

Les risques d'apports de micro-organismes pathogènes par les matières fertilisantes organiques sont donc réels, la persistance de certains d'entre eux dans les sols peut représenter un risque en termes de santé publique et animale.

Le nombre de pathogènes à détecter est potentiellement grand. L'utilisation de micro-organismes indicateurs de la présence de pathogènes dans les matières peut donc être utile. Une question majeure étant la limite qui doit être fixée pour s'assurer du niveau sanitaire des matières analysées.

Le Tableau 11 montre l'ensemble des traitements envisageables pour limiter la présence de pathogènes dans les matières organiques et les conditions pour leurs efficacités. Les voies d'exposition principales sont liées à la souillure lors de l'épandage ou à l'effet splash des parties végétatives.

Tableau 11. Traitements contre les pathogènes.

Traitements	Facteurs intervenant	Conditions pour être efficace	Efficacité
Traitements physiques			
Digestion froide (décanteurs-digesteurs)	Température, temps	20 °C, 30 jours	Faible
Stabilisation froide (aération à température ambiante)	Température, temps	20 °C, 30 jours	Faible
Digestion thermophile	Température, temps	55 °C, 10 jours	Excellente
Stabilisation thermophile	Température, temps	55 °C, 10 jours	Excellente (sauf <i>Ascaris</i> > faible)
Pasteurisation	Température, temps	70 °C, 3 heures	Excellente (sauf <i>Taenia</i>)
Irradiation	Temps, dose		Excellente
Traitements biologiques			
Compostage à faible température	Température, temps	40 °C, 15-30 jours	Faible à moyenne
Compostage "bien conduit"	Temps, dose	56-60 °C, 15-30 jours	Bonne à excellente
Traitements chimiques			
Conditionnement chimique + déshydratation mécanique			Faible
Chaulage fort			
Chaux vive	Température, temps, pH	pH 12, 20 jours	Excellente (sauf <i>Ascaris</i> moyenne)
Chaux éteinte	Temps, pH		

Source : FEIX & WIART, 1998.

La chaux éteinte ne provoque pas d'augmentation de température comme la chaux vive. Son effet assainissant provient de l'augmentation rapide et forte du pH et de la libération d'ammoniac associé. Ces deux effets sont efficaces pour l'inhibition de nombreuses bactéries entériques notamment des salmonelles.

1.5.3. Les composés traces organiques

Les composés traces organiques (CTO) sont des composés chimiques moléculaires issus de substances chimiques principales ou de la dégradation de ces substances et présents en quantité infinitésimale dans un milieu. Ils rassemblent de nombreuses familles de molécules chimiques (différentes familles d'hydrocarbures, pesticides organochlorés, autres substances pesticides, composés aromatiques aminés, nitrés ou nitrosés, etc.) (ADEME, 2007).

On distingue en général plusieurs grandes familles de CTO : les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les polychlorodibenzo-dioxines et les furannes (PCDD et PCDF), les phtalates (DEHP, etc.), les pesticides (Lindane, Dieldrine, DDT, etc.), les résidus d'hydrocarbures et les plastiques. La plupart de ces substances sont apportées sur les sols agricoles par différentes voies : les dépôts atmosphériques, la circulation routière, les machines agricoles, les engrais de ferme, les matières organiques exogènes et les pesticides. La pollution atmosphérique est souvent prépondérante, particulièrement aux abords des villes et des zones industrielles (Piazzalunga *et al.*, 2012).

Dans le sol, les CTO se fixent principalement aux substances humiques. Ainsi, sur les sols riches en composés humiques, les CTO restent adsorbés en surface et ne pénètrent pas en profondeur. Les CTO fixés au sol seront ensuite dégradés via des processus biologiques, chimiques et photochimiques ou dissipés par volatilisation. Si le sol manque de matière humique, les CTO pénétreront plus bas dans le sol et mettront plus longtemps à être dégradés ou pourront atteindre les nappes phréatiques. La vitesse de dégradation des COT est influencée par la température du sol ; elle est quasiment nulle aux environs de 5 °C.

Les champignons et les actinomycètes sont responsables de la formation de substances humiques. Cependant, les champignons et les actinomycètes sont très sensibles à un grand nombre de substances actives des produits phytosanitaires. Les bactéries, par contre, assurent une fonction importante lors de la destruction des résidus d'insecticides et d'herbicides (Anonyme, 2010b). Au cours de cette décomposition, l'action biocide est en général neutralisée. Les métabolites issus de la décomposition des résidus peuvent eux aussi être toxiques pour les micro-organismes ou les plantes et s'accumuler dans les nappes phréatiques.

Le Tableau 12 résume le contenu en CTO de cinq types de matières organiques exogènes fréquemment appliquées sur ou dans les sols wallons.

Tableau 12. Moyennes et écarts-types liés aux teneurs en CTO des matières organiques exogènes (DPS, 2008).

Matière	Teneur (mg ETM/kg M.S.)											
	BTEX totaux		HAP 6 de Borneff		HAP totaux		PCB totaux		C9-C40 totaux		Solvants halogénés	
	MOY	ET	MOY	ET	MOY	ET	MOY	ET	MOY	ET	MOY	ET
Boues industrielles	0.6	18	0.28	0.7	1.87	6.5	1.47	7.32	74.74	196.3	0.18	0.2
Boues de STEP	0.71	1.7	3.06	2.1	5.81	4	0.04	0.02	245.9	163.4	0.24	0.2
Compost	0.18	0.37	1.77	1	3.37	1.8	0.03	0.03	135.1	109.3	0.12	2.1
Ecumes de sucrerie	0.24	0.19	0.08	0.1	0.22	0.2	0.01	0.01	5.71	62.24	0.25	0.2
Digestat	0.66	0.31	0.85	0.4	1.86	1.3	0.1	0.08	711.1	128.7	1.3	N.D.

D'une manière générale, les animaux d'élevage peuvent être exposés aux CTO selon différentes voies (Figure 8). Selon le composé et ses propriétés physico-chimiques (constante d'Henry, K_d , solubilité), certaines voies seront privilégiées. L'ingestion de terre, voie importante, est évaluée en moyenne à 270 g par jour par bovin. Cette quantité peut être limitée en évitant le surpâturage. Après épandage, la majorité des CTO sont décomposés par les micro-organismes. Certains CTO (PBC et HAP) sont récalcitrants à la dégradation et peuvent s'accumuler dans les sols notamment par adsorption sur la matière organique.

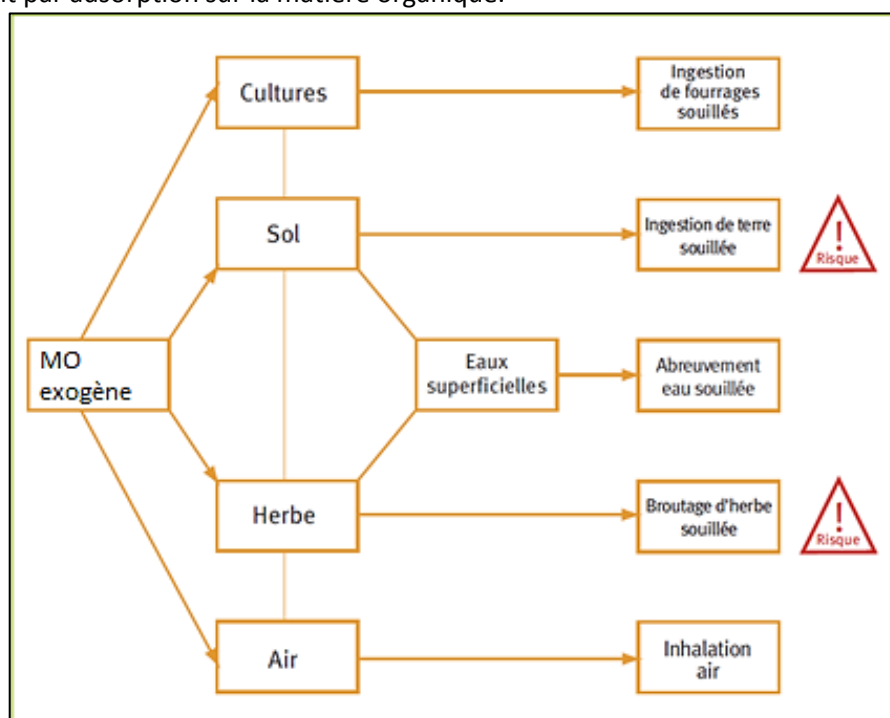


Figure 8. Voies d'exposition des animaux d'élevage aux CTO (Anonyme, 2010b).

Environ 30 % des teneurs en HAP dans les plantes sont issus de souillures des organes supérieurs lors de l'épandage ou par effet splash. Le transfert racinaire est souvent faible.

1.5.4. Les éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) sont les constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est inférieure à 0,1 %. Certains ETM sont indispensables aux processus biologiques et sont appelés « oligo-éléments », comme le Zn, Cu, Cr, Mo et B. D'autres n'ont pas de rôle biologique démontré, comme le Cd, Hg, Pb et Sn.

Contrairement aux CTO, les ETM sont des polluants qui ne se dégradent pas au cours du temps. En général, ces ETM sont présents en petites quantités dans la roche mère et sont libérés par érosion. Des enrichissements dans les sols peuvent avoir lieu par les circuits naturels et anthropiques. Par conséquent la biomasse produite peut être plus ou moins enrichie en ETM. Les plus importantes sources de contamination d'ETM d'origine anthropique sont l'agriculture (engrais et produits phytosanitaires), les centrales électriques à combustion, l'industrie (surtout métallurgie et oléochimie), le transport routier, les habitations et le commerce. Ils atteignent les sols agricoles par voie aérienne, via l'eau, la fertilisation ou les déchets.

Tous les ETM sont potentiellement polluants. Leur toxicité dépend du milieu considéré et de la concentration mais avant tout de leur forme chimique (spéciation). La disponibilité dans le sol dépend principalement de la nature de la liaison de l'ETM avec les particules minérales et les molécules organiques du sol (Smith, 2008). Certains ETM sont toxiques à des concentrations relativement basses et ont donc une certaine importance au niveau écologique (Tableau 13).

Tableau 13. La toxicité des ETM, les sources et les lieux d'accumulation dans l'agriculture. Niveau d'importance 1 : peu ; 2 : moyen ; 3 : élevé ; 4 : très élevé (Klik, 2001).

ETM	Remarques	Sources potentielles		Accumulation		Toxicité		Relevance pratique
		Déchets	Poussière	Sols	Biomasse	Plantes	Animaux	
As	Carcinogène. Toxicité dépend de l'état de valence de l'ET	1	1	3	1	2	2	Peu (plantes > animaux) As(III) très toxique As(V) peu toxique
Cd	Carcinogène. Très toxique	1-2	1-2	1-2	2-3	3	4	Critique
Cr	Carcinogène. Toxicité dépend de l'état de valence de l'élément	1-2	1	3	3	1	1	Cr(III) peu toxique. Cr(VI) toxique
Co	Carcinogène. Peu toxique	1	1	3	2-3	2	1	Peu toxique à forte concentration
Cu	Toxique à haute concentration	2	1	3	2-3	2	2	Moyen à élevé Toxique à forte concentration
Hg	Toxique	1	1-2	3	3	3	3	Moyen
Ni	Carcinogène	1-2	1	2-3	1-2	2	1	Peu à moyen
Pb	Toxique, surtout animaux	2	2-3	3	3	1	2-3	Moyen S'accumule chez les animaux et à l'extérieur des plantes
Zn	Toxique à haute concentration	3	2-3	2	1	2	1	Moyen

Le Tableau 14 et le Tableau 15 fournissent plus de détails concernant les contenus en ETM dans les matières organiques exogènes utilisées en agriculture en Wallonie.

Tableau 14. Paramètres statistiques liés aux teneurs en ETM des matières exogènes (DPS, 2008).

Matière	Teneur (mg ETM/kg M.S.)															
	As		Cd		Cu		Cr		Hg		Ni		Pb		Zn	
	Moy.	e.-t.	Moy.	e.-t.	Moy.	e.-t.	Moy.	e.-t.	Moy.	e.-t.	Moy.	e.-t.	Moy.	e.-t.	Moy.	e.-t.
Boues industrielles	2.04	3.0	1.36	0.5	23.8	62.6	15.6	38.9	0.07	0.36	13.2	13.6	15.4	8	169	142
Boues de STEP	4.82	2.3	1.20	0.4	167.0	52.0	43.0	17.0	0.67	0.43	23.0	6.0	71.0	21	682	218
Compost	4.20	1.6	0.78	0.3	42.9	17.8	27.0	10.5	0.14	0.05	14.2	4.4	56.8	25	244	102
Ecumes de sucrerie	1.75	0.5	0.54	0.1	19.9	4.5	8.5	5.5	0.03	0.03	3.6	2.6	4.0	4	57	18
Digestat	1.46	0.8	0.60	0.2	44.0	22.0	15.0	2.0	0.07	0.00	8.7	1.9	14.9	21	215	43

Tableau 15. Teneurs en ETM des matières exogènes exprimés par unité d'azote (DPS, 2008).

Matière	Teneur (mg ETM/kg N)							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Boues industrielles	229,0	147,7	1681,4	2641,0	6,6	1437,6	1676,3	18508,2
Boues de STEP	201,6	48,2	1713,6	6667,2	27,2	937,5	2927,5	27737,0
Compost	213,0	40,4	1379,1	2206,4	7,4	729,9	2978,1	12770,7
Ecumes de sucrerie	301,2	91,8	1410,2	3394,2	6,3	596,5	661,0	9339,1
Digestat	21,7	8,9	227,0	646,2	1,0	128,6	221,2	3181,7

La question primordiale au point de vue des ETM est de savoir si les épandages de matières organiques exogènes risquent de faire augmenter significativement les teneurs en ETM dans l'environnement (sols et eaux) et dans les produits récoltés pour l'alimentation.

Le transfert des ETM peut s'effectuer par les racines et par voie aérienne. Cette dernière est privilégiée par les ETM volatils comme le Hg et le Se. Lors de l'épandage, ou suite à l'effet splash, des particules de sol ou de matières organiques exogènes peuvent être projetées sur les parties supérieures de la plante. Le transfert racinaire dépend de la biodisponibilité des ETM. Cette biodisponibilité est fonction du potentiel de libération de l'ETM dans la solution du sol et de la faculté d'assimilation par la plante. Par exemple, le Zn et le Cd sont reconnus comme des ETM fortement biodisponibles et les plantes légumineuses accumulent plus les ETM que les céréales et le maïs. L'étude de ces transferts est assez complexe car ils dépendent entre autres de l'organe, de l'âge de la plante, des concentrations présentes dans le sol et du type de sol.

Pour les animaux d'élevage, les taux d'absorption et les risques associés varient selon les ETM (Pb > Cd > Hg), l'espèce, l'âge et la quantité ingérée. Les organes affectés sont souvent le foie, les reins, les os et les muscles. Au niveau du lait, des transferts sont possibles mais dans des quantités relativement limitées.

2. ANALYSE DES MATIÈRES ORGANIQUES

2.1. Les matières organiques choisies

Nous avons identifié dix matières organiques importantes et intéressantes à analyser dans le cadre du projet UTILMO. Ces matières ont été choisies en fonction de l'importance des quantités de matière épandues sur les sols agricoles wallons et de la méconnaissance de la matière au niveau des analyses disponibles à la DPS. Dans la mesure du possible, les matières ont été sélectionnées pour couvrir une gamme de caractéristiques potentielles aussi large que possible. Les choix ont été réalisés en concertation avec le comité technique du projet, les partenaires et

les personnes impliquées dans le projet. Les dix matières organiques choisies sont regroupées au Tableau 16.

Tableau 16. Matières organiques choisies pour les analyses en laboratoire.

N°	Matière organique	Origine	Intrants utilisés (avec, si disponible, les tonnages respectifs entre parenthèses)
1	Digestat d'engrais de ferme	Piérard (Fleurus)	Lisiers et fumiers de bovin, fientes de poules
2	Digestat d'engrais de ferme et de déchets agro-alimentaires	Kessler (Attert)	Lisiers et fumiers de bovin (5000), résidus IAA (9000), ensilages de maïs (2500) et tontes de pelouse (500)
3	Compost de déchets verts	Idelux (Habay)	Déchets verts
4	Compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets	Idelux (Tenneville)	Digestats de la collecte sélective de la fraction fermentescible des déchets ménagers
5	Fumier de bovin composté	Ferme	Fumier de bovins laitiers et viandeux
6	Lisier de bovin ordinaire	Ferme	Lisier de bovins laitiers
7	Boues de STEP	STEP IBW (Wavre)	Eaux urbaines de Wavre, Ottignies-Louvain-la-Neuve, Mont-Saint-Guibert, Court-Saint-Etienne, Grez-Doiceau et Chaumont-Gistoux
8	Boues d'industrie de la pomme de terre	Lutosa (Leuze-en-Hainaut)	Eaux de process d'industrie de la pomme de terre
9	Boues d'industrie alimentaire	Kraft foods (Namur)	Eaux de process d'industrie de fabrication de fromages
10	Matières séchées biothermiquement	Storg (Bree)	Fumiers de porcins et de bovins, fientes de poules

2.2. Le prélèvement des matières organiques

Le prélèvement des matières organiques a été réparti entre le CRA-W et le Centre de Michamps. Les matières organiques 2 à 6 ont été prélevées par le Centre de Michamps et les matières 1, 7, 8, 9 et 10 ont été prélevées par le CRA-W. Pour chaque matière, deux échantillons de six litres ont été prélevés afin de pouvoir réaliser les différentes analyses prévues.

Les matières organiques ont été prélevées en utilisant la technique la plus adaptée en fonction des possibilités du lieu de prélèvement.

2.3. Les analyses réalisées

2.3.1. Le Centre de Michamps et le LDAR

Nous avons choisi de réaliser une analyse complète des dix matières organiques reprises au Tableau 16, afin de pouvoir identifier les corrélations potentielles entre les paramètres.

Pour l'analyse des différents paramètres identifiés au point précédent, les laboratoires correspondant le mieux à notre demande sont le laboratoire de Michamps pour la réalisation des analyses des paramètres agronomiques et de contamination et le LDAR (Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche) de Laon pour l'analyse de l'ISMO (Tableau 17).

Tableau 17. Paramètres analysés par le laboratoire de Michamps et le LDAR.

Paramètres agronomiques	Paramètres de contamination	Fractionnement
pH	As	ISMO
MS	Cd	
Mat Orga	Co	
Cendres totales	Cr	
Cendres insolubles	Cu	
N	Hg	
NH ₄	Mo	
P ₂ O ₅	Ni	
K ₂ O	Pb	
Na ₂ O	Zn	
MgO		
CaO		
Fe		
Mn		

2.3.2. Le CRA-W

L'analyse de la vitesse de minéralisation du carbone et de l'azote a été réalisée au CRA-W dans les laboratoires de l'Unité Fertilité des sols et Protection des eaux.

a. Le sol

Le sol utilisé pour le test de minéralisation est un sol limoneux prélevé dans les champs de l'essai longue durée « Matière Organique » du CRA-W. L'échantillon de sol qui a été prélevé correspond au témoin sans apport de matière organique de l'essai du CRA-W (parcelle 17).

Le prélèvement des 20 premiers cm du sol a été réalisé à l'aide d'une bêche en trois points répartis sur la parcelle et a été conservé au réfrigérateur à quatre degrés Celsius. Au total, 25 à 30 kg de sol ont été prélevés pour la réalisation de l'incubation.

Pour l'incubation, le sol frais a été tamisé à 5 mm, sans séchage pour éviter de perturber l'activité microbienne. Le tamisage a été accompagné d'une homogénéisation énergétique.

b. La minéralisation du carbone et de l'azote

Le test d'incubation des matières organiques échantillonnées a été réalisé en suivant la norme française XP U 44-163 relative au potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote.

Les dix matières organiques qui ont été prélevées ont été ajoutées et mélangées avec le sol à raison de 2 g de carbone organique par kg de sol sec. Cinq temps de mesure ont été prévus au cours de la minéralisation de l'azote (0, 7, 14, 21 et 28 jours) et six temps de mesure au cours de la minéralisation du carbone (1, 3, 7, 14, 21 et 28 jours). La température d'incubation est de 28 °C, température à laquelle l'activité des micro-organismes est optimale sous nos climats.

Pour la minéralisation du carbone, 40 g de sol frais ont été mélangés à la matière organique et mis en présence d'une solution de NaOH 0,5M. La mesure de la minéralisation du carbone aux différents temps de mesure est réalisée sur le même pot car l'analyse n'est pas destructive

comme c'est le cas pour l'azote ; la solution de NaOH 0,5M est simplement remplacée à chaque temps de mesure. Trois répétitions par modalité ont été réalisées. Au total, 30 pots ont été incubés pour la minéralisation du carbone.

En ce qui concerne le test de minéralisation de l'azote, chaque mélange a été analysé au terme des cinq temps d'incubation. Pour chaque temps d'incubation, six répétitions ont été réalisées. Nous avons donc au total 360 pots incubés contenant un mélange de 30 g de sol frais avec de la matière organique.

Pour les deux minéralisations, les mélanges sol/matière organique ont été placés dans des bocaux en verre étanches afin de ne pas perdre trop d'eau. Les pots incubés ont été régulièrement pesés afin de vérifier le maintien de l'humidité à la capacité au champ, ce qui correspond à l'optimum de décomposition des matières organiques. Une teneur en eau du sol dépassant la capacité au champ ne favorise pas les microorganismes décomposeurs des matières organiques qui sont pour la plupart aérobies.

Un témoin sans ajout de matière organique a été prévu tout au long de l'incubation, afin de pouvoir soustraire la minéralisation du carbone et de l'azote du sol lorsqu'aucune matière organique n'est ajoutée. Pour la minéralisation du carbone, un mouchard (pot sans sol ni matière organique) a été ajouté afin de mesurer la fixation du CO₂ de l'air par le NaOH 0,5M.

c. Les analyses

L'analyse de la minéralisation du carbone est réalisée par titration avec du HCl 0,1N à partir du CO₂ piégé par le NaOH 0,5M.

L'analyse de l'azote organique minéralisé sous forme de NH₄⁺ et NO₃⁻ est extrait du mélange sol/matière organique à l'aide d'une solution de KCl 0,5M. Le NH₄⁺ et le NO₃⁻ sont finalement dosés par colorimétrie.

3. VALEURS DE RÉFÉRENCE PROVISOIRES

Les matières organiques épandues et potentiellement épandables présentent une diversité importante liée à leur origine, à leur nature et aux procédés de transformation des produits agricoles ou de traitement avant épandage.

Ces matières se présentent sous des formes physiques très diverses (liquides, matières en suspension, pâteuses, solides) et sont généralement très hétérogènes. Cette hétérogénéité s'observe non seulement entre les différentes matières, mais aussi en fonction de la période de collecte de la matière pour une même filière de production. Pour les matières exogènes issues des usines agroalimentaires, des stations d'épuration ou des installations de traitement de déchets, la composition est influencée par le type et la nature des produits traités, mais aussi par les procédés de production et de traitement et le stockage. Cette hétérogénéité distingue ces produits organiques des matières fertilisantes normalisées ou homologuées, celles-ci étant des produits certifiés homogènes, stables en composition et en production.

Cette variabilité explique le manque de références sur le devenir de l'azote après épandage d'un certain nombre de déchets et effluents, et la difficulté de proposer des outils de prédiction ou d'aide à la décision génériques. Ce manque est d'ailleurs confirmé par la demande renouvelée des professionnels agricoles et les producteurs de déchets de pouvoir disposer de données sur la valeur fertilisante, malgré les nombreuses études antérieures (Nicolardot *et al.*, 2003).

Différentes données ont été utilisées pour ce projet. Elles servent de référence provisoire pour différents paramètres agronomiques et de contamination retenus pour la suite de l'étude (Tableaux 18 à 21).

Tableau 18. Echelle d'appréciation des paramètres agronomiques selon les percentiles des valeurs moyennes.

Echelle d'appréciation des paramètres agronomiques				
Paramètre	Percentile 20	Percentile 40	Percentile 60	Percentile 80
	Limite faible	Limite moyenne faible	Limite moyenne haute	Limite haute
VN	0,4	2,2	4,2	7,7
MS (% MB)	7,7	17,9	33,7	51,4
MO (% MB)	4,5	6,1	13,4	22,4
N _{total} (% MB)	0,32	0,47	0,66	1,03
N _{sec} (% MS)	1,82	2,57	4,26	5,69
NH ₄ ⁺ (% MB)	0,011	0,031	0,073	0,230
P ₂ O ₅ (% MB)	0,14	0,22	0,38	0,63
P ₂ O ₅ sec (% MS)	0,7	1,2	2,3	2,9
K ₂ O (% MB)	0,03	0,20	0,47	0,79
K ₂ O _{sec} (% MS)	0,24	0,79	1,62	4,48
MgO (% MB)	0,08	0,14	0,38	0,50
CaO (% MB)	0,27	1,38	2,51	5,58
Rapport C/N	6,0	8,5	12,7	17,9
Critère de rapidité	0,0	0,15	0,50	1

Tableau 19. Echelle d'appréciation des paramètres de contamination selon les percentiles des valeurs moyennes.

Echelle d'appréciation				
ETM	Percentile 20	Percentile 40	Percentile 60	Percentile 80
	Limite faible	Limite moyenne faible	Limite moyenne haute	Limite haute
As (mg/kg MS)	0,32	0,77	2,46	3,78
Cd (mg/kg MS)	0,21	0,32	0,47	0,81
Cu (mg/kg MS)	24,9	37,2	44,5	75,6
Cr (mg/kg MS)	7,2	12,5	21,5	32,4
Ni (mg/kg MS)	9,3	11,1	14,6	22,6
Pb (mg/kg MS)	0,21	5,48	6,83	37,6
Zn (mg/kg MS)	101	169	238	339
Hg (mg/kg MS)	0,04	0,06	0,093	0,129
BTEX (mg/kg MS)	0,06	0,09	0,13	0,26
PAH6 (mg/kg MS)	0,11	0,17	0,40	1,43
PAHt (mg/kg MS)	0,39	0,52	1,11	2,53
PCB (mg/kg MS)	0,019	0,02	0,04	0,041
C9C40 (mg/kg MS)	18,3	46,6	70,8	108,0

Tableau 20. Valeurs moyennes des paramètres agronomiques. Le nombre d'échantillons est spécifié entre parenthèses.

– Chapitre 2. Définition des critères de caractérisation des matières organiques et détermination des valeurs physico-chimiques de référence –

NOM	pH	VN	M.S.	M.O.	Ntotal	Nsec	NH4	P2O5	P2O5 sec	K2O	K2Osec	MgO	CaO	C/N	Critère de rapidité
Unité			% MB			% MS	% MB	% MB	% MS	% MB	% MS	% MB	% MB	-	-
BI Abattoirs (11)	7.6	0.4	16.0	9.4	0.70	5.23	0.08	0.50	3.51	0.08	0.62	0.07	0.27	9.4	0.70
BI Pommes de Terre (9)	11.5	3.4	10.5	4.5	0.35	4.52	0.04	0.51	7.00	1.81	17.13	0.13	3.14	5.6	0.13
BI Alimentaire (16)	9.5	5.2	13.7	6.2	0.13	3.34	0.03	0.21	2.46	0.11	0.12	0.10	5.07	22.7	0.38
BI Sucre (12)	7.8	7.6	33.1	7.7	0.50	1.83	0.05	0.62	1.69	0.16	0.78	0.56	6.85	9.8	0.50
BI Laiteries (8)	10.9	8.5	22.5	9.3	0.65	4.02	0.02	0.79	4.14	0.03	0.36	2.56	4.87	7.9	0.00
BI Boisson (1)	9.5	0.4	3.1	1.9	0.10	3.25	0.00	0.04	1.27	0.01	0.25	0.02	0.37	8.0	1.00
BI Brasserie (17)	8.8	8.9	15.5	5.5	0.45	4.73	0.04	0.32	2.61	0.04	0.24	0.13	5.54	9.8	0.29
BI Papeterie (22)	10.5	20.8	47.6	13.9	0.19	0.39	0.01	0.20	0.39	0.01	0.03	3.25	15.52	39.9	0.00
BI Tannerie (4)	7.8	1.2	7.8	5.5	0.34	4.37	0.06	0.08	0.77	0.02	0.21	0.02	0.97	7.4	1.00
Digestats (88)	8.2	0.4	5.6	4.6	0.55	8.16	0.26	0.16	2.43	0.29	4.41	0.06	0.26	4.8	1.00
Composts de digestat (7)	8.1	4.3	49.7	24.0	1.06	2.14	0.01	0.49	0.98	0.75	1.52	0.35	1.79	15.2	0.00
Composts de digestat2 (7)	8.4	4.1	57.3	29.2	1.47	2.55	0.01	0.70	1.22	0.81	1.41	0.46	2.54	13.7	0.00
Boues urbaines (113)	11.6	7.4	33.9	12.3	0.86	2.59	0.04	0.68	2.05	0.10	0.29	0.42	5.87	9.9	0.00
BI Potabilisation (12)	10.2	21.4	47.4	4.5	0.07	0.25	0.00	0.06	0.15	0.03	0.09	0.25	20.50	21.6	0.19
BI minière(9)	8.1	35.1	78.7	3.4	0.04	0.04	0.00	0.11	0.11	0.01	0.01	0.63	32.14	64.0	0.00
Mélanges Compostés (36)	7.8	4.4	51.2	27.1	0.94	1.84	0.02	0.38	0.73	0.68	1.33	0.36	2.05	19.5	0.00
Composts de déchets verts (44)	8.1	3.4	58.6	29.1	1.04	1.79	0.02	0.38	0.65	0.48	0.82	0.43	2.45	14.8	0.00
Mélanges Organiques Divers (30)	8.0	3.3	52.7	22.2	1.03	1.96	0.02	0.49	0.93	0.72	1.38	0.39	2.31	12.9	0.00
Lombricompost (1)	7.2	2.2	54.0	19.0	0.73	1.36	1.00	0.36	0.67	0.90	1.66	0.49	1.49	12.3	1.00
Composts de fumier (3)	8.3	1.3	24.7	15.0	0.67	2.81	0.08	0.37	1.58	0.78	3.17	0.22	1.03	13.1	0.00
Fumiers de bovin (31)	8.0	0.5	23.0	18.1	0.52	2.51	0.08	0.20	0.95	0.65	3.06	0.15	0.34	17.7	0.39
Fientes de volaille (2)	8.0	4.6	29.6	19.7	1.81	6.13	0.85	1.08	3.67	1.14	3.84	0.47	3.92	6.0	1.00
Fumiers de volaille (2)	8.6	2.2	46.6	39.0	2.69	5.64	0.30	1.23	2.80	2.01	4.30	0.59	1.33	8.1	0.50
Lisiers de bovin (24)	7.6	0.3	6.3	4.3	0.33	5.64	0.14	0.12	2.01	0.36	6.66	0.09	0.17	7.1	1.00
Lisiers de porc (3)	7.6	0.4	8.0	6.1	0.65	9.14	0.40	0.24	3.15	0.40	5.04	0.13	0.25	5.3	1.00
Lisiers_60%Bov_40%Porc (20)	7.7	0.3	5.9	4.1	0.41	6.96	0.19	0.14	2.38	0.37	6.38	0.09	0.21	5.9	1.00
Digestats_Lisier_60%Bov_40% Porc (19)	8.2	0.3	5.0	3.0	0.43	8.69	0.23	0.14	2.86	0.44	8.81	0.08	0.17	4.0	1.00

Tableau 21. Valeurs moyennes des paramètres de contamination.

Nom	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	BTEX	PAH6	PAHt	PCB	C9C40
	mg/kg MS												
Digestat	0.56	0.45	43.7	12.5	7.6	5.9	212	0.06	0.74	0.62	1.70	0.07	471.62
Boues urbaines	4.53	1.12	147.0	42.0	22.7	69.2	667	0.57	0.21	2.52	4.73	0.03	143.94
Comp.DV	4.14	0.91	37.1	24.1	13.0	61.2	268	0.11	0.08	2.16	4.21	0.02	74.47
Lombricomp	3.10	0.67	45.0	42.0	15.0	98.0	297	0.26	0.12	0.43	0.94	0.02	5.78
Mél.Compostées	3.11	0.55	27.4	18.0	11.2	40.0	161	0.13	0.13	1.35	2.45	0.02	54.45
Mél.org.div.	3.81	0.82	48.7	33.4	14.4	46.9	236	0.13	0.16	1.13	2.10	0.02	21.63
BI Alimentaire	0.71	0.44	24.9	11.2	10.8	4.4	123	0.04	0.33	0.11	0.53	0.05	47.86
BI Abattoir	0.82	0.21	38.5	21.1	10.7	3.2	176	0.12	0.25	0.33	1.18	0.04	193.20
BI Brasserie	0.80	0.27	66.2	24.4	11.6	6.5	101	0.07	0.12	0.18	0.45	0.04	62.09
BI Laiterie	2.38	0.20	6.6	21.0	11.0	6.0	64	0.17	0.04	0.12	0.12	0.02	44.67
BI Papeterie	1.77	0.83	24.9	12.4	10.6	12.8	101	0.04	0.08	0.10	0.51	0.04	88.51
BI Pomme de terre	2.24	1.13	44.3	29.2	14.2	6.9	264	0.07	0.47	0.16	0.74	0.04	19.54
BI Potabilisation	3.51	0.25	10.4	15.2	21.0	4.5	51	0.04	0.05	0.14	0.40	0.01	7.53
BI Sucre	3.89	0.53	8.6	22.4	9.1	14.8	344	0.09	0.02	0.06	0.08	0.01	89.54
BI Tannerie	2.65	0.11	37.2	32.7	2.9	6.8	97	0.05	0.09	0.29	0.46	0.04	103.99
BI Boisson	0.40	0.31	114.0	163.0	56.0	16.0	222	0.10	0.10	2.64	3.22	0.30	45.99
BI Minière	4.35	0.74	8.3	7.2	7.2	6.3	20	0.07	0.06	0.11	0.31	0.01	2.44
Compost_fumier	0.63	0.24	43.2	12.3	75.8	0.3	173	0.11					
Fiente_volaille	0.01	0.33	76.6	5.8	27.7	0.1	373	0.04					
Fumier_bovin	0.04	0.15	24.9	5.7	21.9	0.1	111	0.05					
Fumier_volaille	0.01	0.09	119.4	4.0	8.9	0.1	540	0.03					
Lisier_bovin	0.09	0.34	50.3	7.2	24.8	0.2	241	0.06					
Lisier_porc	0.31	0.42	253.6	4.8	20.7	0.1	697	0.03					

4. RESULTATS D'ANALYSE

4.1. Paramètres agronomiques

4.1.1. Eléments fertilisants

Les teneurs en éléments fertilisants contenus dans les matières échantillonnées sont présentées au Tableau 22.

Parmi les matières analysées, quatre d'entre elles ont une tendance plutôt liquide, avec des teneurs en matières sèches sur matières brutes allant de 6,1 % pour le digestat d'engrais de ferme à 9,3 % pour le lisier de bovin. Les six autres matières sont plus sèches, avec des teneurs en matières sèches sur matières brutes allant de 31 % pour la boue d'industrie alimentaire à 88 % pour la boue de STEP pelletisée.

Par rapport aux autres matières, les deux digestats (digestat d'engrais de ferme et digestat d'engrais de ferme avec des déchets agro-alimentaires) sont les matières les plus riches en azote total et ammoniacal avec respectivement, par rapport à la matière sèche, 8,8 et 7,3 % et 5,7 et 3,5 %. Les deux matières les moins riches en azote total sont les composts avec, exprimé sur la matière sèche, 1,8 et 1,9 %.

La boue d'épuration urbaine et la boue d'industrie de la pomme de terre sont plus riches en phosphore et les deux digestats sont plus riches en potassium.

Les boues d'industrie de la pomme de terre et d'industrie alimentaire fromagère ont des teneurs en CaO et MgO plus élevées (exprimées par rapport à la matière sèche) que les autres matières. Cependant, les teneurs en CaO et MgO par rapport à la matière brute restent relativement faibles, ce qui n'en fait pas des matières particulièrement intéressantes au niveau de la valeur neutralisante et donc au niveau agronomique.

Tableau 22. Teneurs en éléments fertilisants contenus dans les matières échantillonnées. Par chaque matière, deux échantillons ont été prélevés.

N°	Matière	Expression des résultats	pH	Teneur moyenne (%)										
				M.S.	Ntot	NH4+	Norg	P2O5	K2O	CaO	MgO	Fe	Mn	Na2O
1	Digestat d'engrais de ferme	M.B.	8,1	6,1	0,53	0,34	0,19	0,18	0,42	0,38	0,071	0,047	0,0031	0,069
		M.S.		100	8,8	5,7	3,1	3,0	7,0	6,2	1,2	0,77	0,051	1,1
		Ecart-type sur M.S.		0,064	0,026	0,16	0,036	0,12	0,074	0,17	0,10	0,051	0,029	0,00078
2	Digestat d'engrais de ferme et de déchets agro-alimentaires	M.B.	8,1	6,4	0,47	0,22	0,25	0,24	0,26	0,59	0,10	0,082	0,0021	0,24
		M.S.		100	7,3	3,5	3,9	3,8	4,1	9,2	1,5	1,3	0,033	3,8
		Ecart-type sur M.S.		0,014	0,0099	0,13	0,094	0,226	0,19	0,064	0,048	0,084	0,25	0,00084
3	Compost de déchets verts	M.B.	8,2	62	1,1	0,0090	1,1	0,51	1,0	2,4	0,39	1,0	0,055	0,063
		M.S.		100	1,8	0,014	1,8	0,82	1,6	3,9	0,62	1,6	0,088	0,10
		Ecart-type sur M.S.		0,19	0,79	0,040	0,00209	0,042	0,019	0,045	0,23	0,031	0,11	0,0057
4	Compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets ménagers	M.B.	7,9	45	0,87	0,012	0,86	0,57	0,80	2,8	0,67	0,63	0,035	0,33
		M.S.		100	1,9	0,026	1,9	1,2	1,8	6,2	1,5	1,4	0,077	0,72
		Ecart-type sur M.S.		0,24	0,066	0,013	0,00315	0,016	0,034	0,042	0,26	0,090	0,10	0,0024
5	Fumier composté de bovins laitiers et viandeux	M.B.	8,5	14	0,36	0,0040	0,36	0,30	0,57	0,28	0,14	0,048	0,0057	0,038
		M.S.		100	2,5	0,028	2,5	2,1	3,9	1,9	1,0	0,33	0,040	0,26
		Ecart-type sur M.S.		0,33	0,17	0,061	0,020	0,63	0,042	0,39	0,010	0,014	0,051	0,0012
6	Lisier de bovins laitiers	M.B.	7,3	9,3	0,39	0,12	0,27	0,19	0,51	0,16	0,084	0,048	0,0028	0,11
		M.S.		100	4,2	1,2	2,9	2,0	5,5	1,7	0,91	0,51	0,030	1,2
		Ecart-type sur M.S.		0,042	0,014	0,090	0,00943	0,080	0,068	0,14	0,062	0,0015	0,077	0,0018
7	Boues de STEP pelletisée	M.B.	7,5	88	2,5	0	2,5	4,0	0,27	4,0	0,60	2,8	0,035	0,095
		M.S.		100	2,9	0	2,9	4,5	0,31	4,5	0,68	3,2	0,040	0,11
		Ecart-type sur M.S.		0,078	0,12	0,076	0	0,076	0,036	0,051	0,090	0,031	0,91	0,00043
8	Boues issue de l'industrie de la pomme de terre	M.B.	12	6,8	0,31	0,021	0,29	0,29	0,12	1,6	0,063	0,055	0,00070	0,017
		M.S.		100	4,6	0,31	4,3	4,3	1,8	23	0,93	0,81	0,010	0,24
		Ecart-type sur M.S.		0,13	0,055	0,48	0,14	0,63	0,38	0,12	2,4	0,011	0,00020	0,013
9	Boues d'industrie agro-alimentaire fromagère	M.B.	12	31	0,81	0,034	0,77	0,72	0,030	5,6	3,1	1,7	0,013	0,15
		M.S.		100	2,6	0,11	2,5	2,3	0,10	18	10	5,5	0,042	0,50
		Ecart-type sur M.S.		0,049	2,2	0,15	0,015	0,14	0,044	0,012	0,92	0,65	0,20	0
10	Matières séchées biothermiquement	M.B.	7,2	55	2,6	0,37	2,3	1,6	1,8	1,8	0,76	0,13	0,023	0,26
		M.S.		100	4,8	0,67	4,1	2,9	3,2	3,3	1,4	0,23	0,042	0,47
		Ecart-type sur M.S.		0,17	0,20	0,46	0,092	0,55	0,093	0,0024	0,52	0,11	0,013	0

4.1.2. Estimation de la vitesse de minéralisation des matières organiques : paramètre ISMO

Les paramètres permettant d'estimer la vitesse de minéralisation des matières échantillonnées sont présentés au Tableau 23 et à la Figure 9.

Les analyses basées sur la caractérisation biochimique des matières organiques ont été mises au point pour apporter des éléments de prédiction sur la stabilité des amendements organiques apportées sur les terres agricoles. La plus ou moins grande résistance à la biodégradation de la matière organique est à mettre en relation avec la nature biochimique des constituants (Leclerc, 2001b).

Précisons d'emblée que l'analyse ISMO est à la base prévue pour l'analyse de matières relativement riches en matières sèches et contenant des matières organiques relativement stabilisées (comme les composts). Les teneurs en matières sèches faibles de certaines matières (boues d'industrie de la pomme de terre et digestats) font porter l'analyse sur une part relativement faible de la matière brute, ce qui fait augmenter l'incertitude de l'analyse (Marcovecchio, 2013). Nous avons cependant réalisé l'analyse ISMO sur tous les échantillons dans le but de comparer les matières entre elles.

L'ISMO est donné en pourcents de la matière organique. La valeur varie généralement dans une gamme de 20 à 80. Un résultat de 20 signifie que 100 kg de matières organiques pourront potentiellement produire 20 kg d'humus stable. Les valeurs ISMO permettent ainsi d'estimer le potentiel humigène des matières organiques organiques (Anonyme, 2011a).

Les matières pour lesquelles les valeurs ISMO sont les plus faibles correspondent à la boue issue de l'industrie de la pomme de terre et aux matières séchées biothermiquement. Les valeurs ISMO

respectives s'élèvent à 27,3 % et 29,9 %. Par rapport aux huit autres matières échantillonnées, ces deux dernières matières contiennent donc des matières organiques qui peuvent être potentiellement rapidement minéralisées. Ces matières à valeur ISMO plus faible pourront participer activement à la fertilisation à court terme en libérant plus rapidement les éléments nutritifs qu'elles contiennent. De plus, ces matières sont susceptibles de contribuer assez rapidement à une meilleure stabilité structurale des sols. Les microorganismes se nourrissant de ces matières organiques facilement décomposables pourront en effet rapidement se multiplier et synthétiser des exsudats (mucilages et autres substances) et autres produits de décomposition ; ceux-ci participeront à la cimentation des particules de sol entre elles et amélioreront la constitution et la stabilité des agrégats.

A l'opposé de ces deux matières se trouvent les deux composts contenant des matières organiques moins facilement décomposables avec des valeurs ISMO de 72,4 % et 78,6 %. Ces deux matières seront donc décomposées plus lentement et libéreront les éléments nutritifs et participeront à la stabilité des macroagrégats moins rapidement mais sur une période plus longue. Ces deux composts auront donc un rôle de stockage de matières organiques dans les sols à plus long terme.

Notons que les matières séchées biothermiquement sont des matières organiques ayant subi une aération forcée et, par conséquent, une rapide montée en température avec au moins une heure à 70°C. Le processus peut prendre jusqu'à une semaine et donne des matières organiques dites « séchées biothermiquement » et sont même parfois appelées à tort « compost ». Au vu des valeurs ISMO, les matières séchées biothermiquement diffèrent des composts. La grande différence entre les valeurs ISMO (30 % contre plus de 70 % pour les composts classiques) montre bien le manque de maturité des matières séchées biothermiquement (stabilité des matières organiques mondre).

Parmi les matières analysées, les deux digestats ont des valeurs ISMO relativement élevées (64 et 62 %), indiquant une assez bonne stabilité des matières organiques par rapport aux autres matières analysées. Cela peut être expliqué par le fait que la matière organique contenue a déjà subi un processus de dégradation anaérobie qui a déjà libéré les composés les plus facilement accessibles pour les microorganismes.

L'ISMO est majoritairement corrélé avec la quantité de carbone minéralisée en 3 jours d'incubation (ct_3 entrant dans le calcul de ISMO, coefficient de corrélation $r = -0,93$ et carbone minéralisé après 3 jours dans l'expérimentation d'incubation, $r = -0,80$) et la teneur en azote organique ($r = -0,87$) mais moins corrélé avec la fraction lignine et cutine ($r = 0,67$). Les corrélations entre l'ISMO et les autres fractions (SOL, HEM et CEL) et les rapports C/N et $N-NH_4^+/N_{tot}$ sont plus faibles (r toujours inférieur à 0,43) (Tableau 24). Tous les coefficients de corrélations se trouvent dans l'annexe relative à ce chapitre 2.

Tableau 23. Paramètres relatifs à la vitesse de minéralisation des matières échantillonnées. Par matière, deux échantillons ont été prélevés. Les deux échantillons prélevés ont été mélangés en quantités égales pour la réalisation de l'analyse ISMO. SOL : fraction soluble dans l'eau bouillante + réactif NDF (Neutral Detergent Fiber) ; HEM : fraction équivalente hémicellulose ; CEL : fraction équivalente cellulose ; LIC : fraction équivalente lignine + cutine ; ct3 : carbone minéralisé en 3 jours d'incubation.

N°	Matière	Expression des résultats	Teneur moyenne (%)	C/N	Teneur moyenne (%)	Teneur (% de la M.O.)				% du Corg	Teneur (% de la M.O.)	Teneur moyenne (%)		
			M.O.		NH ₄ ⁺ /N _{tot}	SOL	HEM	CEL	LIC		ISMO	Cendres totales	Cendres insolubles	Cendres solubles
1	Digestat d'engrais de ferme	M.B.	3,8	4,2	65	49	12	18	20	6,9	64	2,7	0,9	1,8
		M.S.	64									45	15	30
		Ecart-type sur M.S.	0,94									1,5	0,77	0,70
2	Digestat d'engrais de ferme et de déchets agro-alimentaires	M.B.	3,9	4,9	47	58	13	12	17	9,3	62	3,0	0,6	2,4
		M.S.	61									47	9,4	37
		Ecart-type sur M.S.	1,0									1,3	0,76	0,55
3	Compost de déchets verts	M.B.	27	13	0,78	48	2,8	22	27	2,0	79	37	28	9,2
		M.S.	43									60	45	15
		Ecart-type sur M.S.	1,73									0,66	1,3	0,64
4	Compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets ménagers	M.B.	20	13	1,4	54	3,5	23	19	3,6	72	28	18	9,6
		M.S.	44									61	39	21
		Ecart-type sur M.S.	0,62									1,1	1,4	0,38
5	Fumier composté de bovins laitiers et viandeux	M.B.	11	18	1,1	36	23	22	19	3,4	64	3,4	1,6	1,8
		M.S.	78									24	11	13
		Ecart-type sur M.S.	0,86									1,0	1,5	0,46
6	Lisier de bovins laitiers	M.B.	7,2	11	30	40	21	25	14	7,0	53	2,4	0,8	1,6
		M.S.	78									26	9	17
		Ecart-type sur M.S.	1,1									1,9	1,3	0,63
7	Boues de STEP pelletisée	M.B.	42	9,5	0	64	10	15	12	9,8	59	52	30	21
		M.S.	47									59	35	24
		Ecart-type sur M.S.	0,68									0,31	0,042	0,36
8	Boues issue de l'industrie de la pomme de terre	M.B.	2,8	5,2	6,7	86	13	0	2,0	27	27	4,3	0,4	4,0
		M.S.	41									64	5,4	58
		Ecart-type sur M.S.	0,30									0,23	2,6	2,9
9	Boues d'industrie agro-alimentaire fromagère	M.B.	13	9,7	4,2	81	15	0,70	3,5	8,1	69	19	0,8	18
		M.S.	44									60	2,5	58
		Ecart-type sur M.S.	1,07									0,78	0,33	1,1
10	Matières séchées biothermiquement	M.B.	42	9,3	14	52	17	22	9,5	19	30	14	5,6	8,6
		M.S.	77									26	10	16
		Ecart-type sur M.S.	0,095									0,49	0,45	0,95

Tableau 24. Coefficients de corrélation entre le paramètre ISMO et d'autres paramètres liés à la dégradabilité des matières organiques.

Paramètres	N _{org} (kg/t M.S.)	C/N	NH ₄ ⁺ /N _{total} (%)	SOL (% M.O.)	HEM (% M.O.)	CEL (% M.O.)	LIC (% M.O.)	ct3 (% Corg)	C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)
ISMO (% M.O.)	-0,873	0,404	-0,023	-0,317	-0,428	0,275	0,673	-0,926	-0,802

Les différentes fractions contenues dans les matières organiques sont représentées à la Figure 9.

Les composés organiques solubles sont les plus rapidement utilisés par la microflore, viennent ensuite les hémicelluloses et la cellulose, dont la dégradation prend plus de temps car elle nécessite un prélèvement d'azote minéral dans le milieu (immobilisation nette). La lignine, en raison de sa structure dérivée du noyau phénol, est très résistante à la dégradation. Elle subit des biotransformations et évolue vers les acides humiques (Godden, 1986).

Entre les dix matières analysées, ce sont les deux boues industrielles qui contiennent les fractions solubles les plus importantes. Ces deux boues ont des proportions similaires entre les différentes fractions mais n'ont pourtant pas la même valeur ISMO. Cela est dû à un taux de minéralisation à trois jours (ct3) différent entre ces deux boues. Un ct3 plus élevé est un indicateur d'une vitesse de dégradation plus élevée des matières, ce qui fait diminuer l'indice de stabilité des matières organiques (ISMO).

Les engrais de ferme (le fumier composté et le lisier) sont les deux matières pour lesquelles les fractions solubles sont les plus faibles. Les valeurs ISMO de ces deux engrais de ferme se trouvent dans une même gamme de valeurs mais est inférieure pour le lisier. En effet, la proportion de fractions solubles et le ct3 sont plus importants dans le lisier, ce qui induit une valeur ISMO plus faible que celle du fumier composté (53 et 64 % respectivement).

Malgré une fraction soluble moyenne, les digestats et les composts contiennent une fraction lignine-cutine plus élevée que les autres matières analysées, ce qui fait augmenter leur valeur ISMO.

Les matières séchées biothermiquement ont des proportions en fractions moins dégradables (hémicelluloses, celluloses, lignine et cutine) plus importantes que la boue d'industrie agroalimentaire fromagère. La valeur ISMO est cependant moins élevée pour les matières séchées biothermiquement. Cela montre qu'une matière contenant des fractions peu solubles peut avoir un taux de minéralisation malgré tout élevé (lié au ct3). Le fractionnement des matières organiques n'est donc qu'une première indication de la dégradabilité des matières et nécessite la prise en compte d'une mesure de la cinétique de minéralisation.

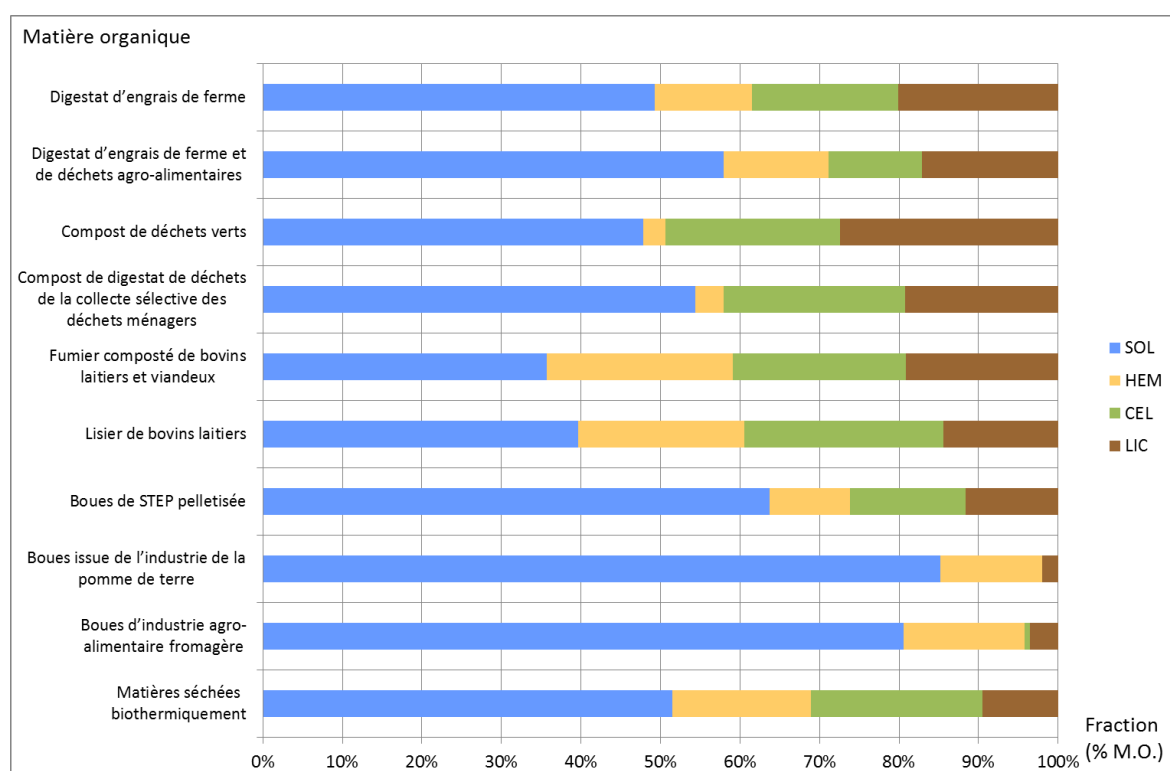


Figure 9. Fractions organiques contenues dans les matières échantillonnées. SOL : fraction soluble dans l'eau bouillante + réactif NDF (Neutral Detergent Fiber) ; HEM : fraction équivalente hémicellulose ; CEL : fraction équivalente cellulose ; LIC : fraction équivalente lignine + cutine.

La Figure 10 montre la proportion de matières organiques et matières minérales contenues dans les matières sèches des dix matières analysées.

Les deux composts et les boues d'épuration urbaine et industrielle sont les cinq matières qui contiennent le plus de matières minérales au niveau de la matière sèche avec près de 60 % de matières minérales ; ce qui en fait des matières riches en matières minérales. A l'inverse, les engrais de ferme et les matières séchées biothermiquement sont les matières contenant le plus de matières organiques avec environ 75 % par rapport à la matière sèche.

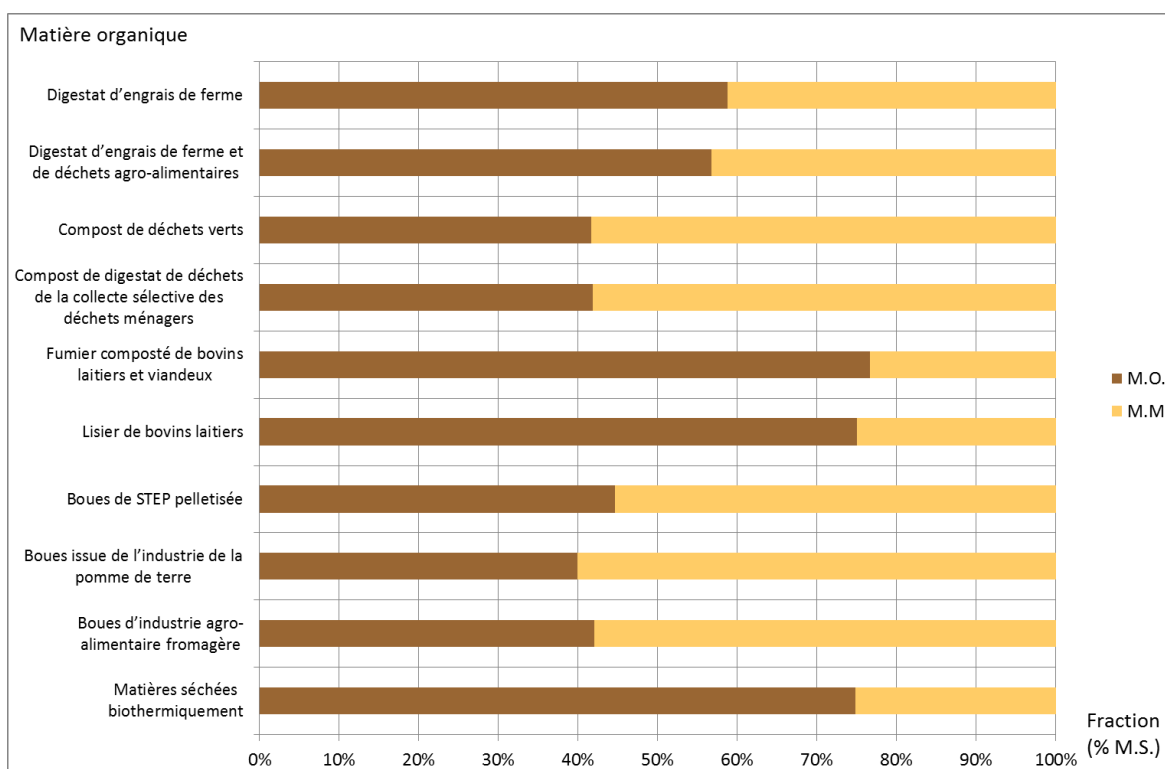


Figure 10. Fractions organiques et minérale contenues dans les matières échantillonnées. M.O. : fraction organique et M.M. : fraction minérale.

4.1.3. Minéralisation du carbone et de l'azote

a. Minéralisation du carbone

La Figure 11 présente l'évolution de la quantité de carbone qui a été minéralisée et dégagée sous forme de CO_2 au cours de l'expérimentation d'incubation.

Le sol témoin (sol sans ajout de matière organique) et les mélanges (sol avec ajout d'une matière organique) incubés minéralisent de 1228 à 2027 mg C- CO_2 par kg de sol sec après 28 jours d'incubation. Les premiers jours d'incubation étant généralement ceux au cours desquels le sol et les mélanges minéralisent de manière plus importante.

Au cours du temps, certains mélanges passent sous la courbe de minéralisation du carbone du sol témoin. Ainsi, au septième jour d'incubation, le fumier composté et le compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets ménagers sont tous les deux passés sous la courbe de minéralisation du sol témoin. Après quatorze jours, le digestat d'engrais de ferme et de déchets agro-alimentaires, le compost de déchets verts, le lisier de bovin et la boue d'épuration urbaine passent eux aussi sous la courbe du sol témoin. Jusqu'au 28^{ème} jour d'incubation, les six matières organiques citées poursuivent, de manière générale, une minéralisation parallèle mais en dessous de la courbe du sol témoin. Parmi ces six matières, la boue d'épuration urbaine connaît une évolution de la minéralisation du carbone plus faible. C'est la matière pour laquelle le taux de minéralisation du carbone est le plus faible parmi toutes les matières organiques étudiées dans ce projet.

La diminution de la minéralisation de certains mélanges par rapport au sol témoin signifierait que l'ajout de la matière organique dans le sol diminue la minéralisation globale du mélange. Les

matières organiques mentionnées ci-dessus auraient donc un effet d'« inhibition » de la minéralisation du carbone organique du sol au cours des 28 premiers jours d'incubation en conditions contrôlées. Cet effet peut être expliqué par l'utilisation préférentielle des matières organiques apportées dans le sol (« preferential substrate utilization ») (Kuzakov and Bol, 2006). Peu de temps après l'addition de nouvelles matières organiques dans le sol, les micro-organismes dégradent préférentiellement les matières organiques facilement décomposables. Ils orientent la dégradation des matières organiques moins décomposables du sol vers les matières organiques facilement décomposables nouvellement apportées. Comme mentionné ci-dessus, certains mélanges libèrent des quantités de CO_2 plus faibles que le sol témoin. Des conditions de dégradation défavorables – teneur en eau trop élevée par exemple (Gilmour and Gilmour, 1980) – et la présence d'éléments toxiques peuvent ralentir la vitesse de dégradation des matières organiques ajoutées au sol (Cheng, 1999).

De manière générale, les matières organiques se trouvant en dessous de la courbe du sol témoin après 28 jours d'incubation présentent une valeur ISMO relativement élevée. C'est notamment le cas du compost de déchets verts et du compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets ménagers dont les ISMO sont, de manière respective, de 78,6 et 72,4 %. Inversement, les matières organiques dont l'ISMO est faible tendent à se trouver au-dessus de la courbe du sol témoin, comme les matières séchées biothermiquement et la boue d'industrie de la pomme de terre avec des ISMO respectifs de 29,9 et 27,3 %.

Les coefficients de corrélations entre la quantité de C-CO_2 libérée à 28 jours et l'ISMO et ses différentes fractions ; r est toujours inférieur à 0,52 ; ni avec les rapports C/N et $\text{N-NH}_4^+/\text{N}_{\text{tot}}$; r est toujours inférieur à 0,41 (Tableau 25). Ces coefficients ne sont donc pas particulièrement élevés.

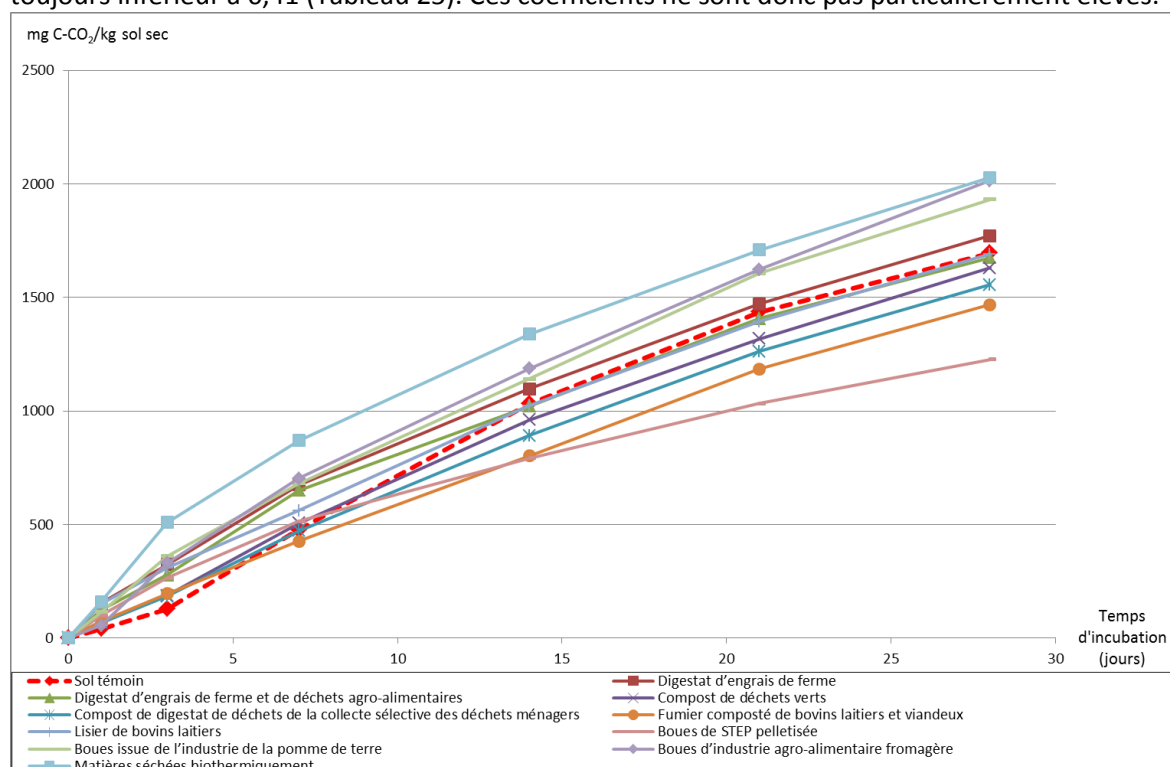


Figure 11. Evolution de la quantité de C-CO_2 dégagée par les différents matières organiques au cours de l'incubation. La correspondance des numéros de 1 à 10 avec les matières organiques est renseignée au Tableau 16. Le numéro 0 correspondant au sol témoin sans ajout de matière organique.

Tableau 25. Coefficients de corrélation entre la minéralisation du carbone après 28 jours d'incubation et d'autres paramètres liés à la dégradabilité des matières organiques.

Paramètres	C/N	NH ₄ ⁺ /N _{total} (%)	SOL (% M.O.)	HEM (% M.O.)	CEL (% M.O.)	LIC (% M.O.)	ct3 (% Corg)	ISMO (% M.O.)
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	-0,412	0,197	0,402	0,202	-0,415	-0,501	0,521	-0,468

☞ En conclusion, après 28 jours d'incubation en conditions contrôlées (environ quatre mois de minéralisation au champ), les mélanges sol/matières pour lesquels le carbone a été minéralisé le plus sont les matières séchées biochimiquement et les deux boues issues de l'industrie de la pomme de terre et d'industrie agroalimentaire fromagère.

Les deux digestats et le lisier ont un comportement similaire à celui du sol.

Les mélanges du sol avec le fumier composté et les composts sont des matières minéralisant moins le carbone organique.

La matière qui a le moins minéralisé le carbone organique après 28 jours d'incubation est la boue de STEP pelletisée. Aucun paramètre ne laisse *a priori* penser à une minéralisation du carbone moindre pour cette matière.

Les paramètres d'estimation de la rapidité de minéralisation des matières organiques (ISMO, C/N et N-NH₄⁺/N_{tot}) ne sont pas corrélés de manière significative avec les résultats de l'incubation.

b. Minéralisation de l'azote

La Figure 12 présente l'évolution de la quantité d'azote minéral présent dans les mélanges sol/matière au cours de l'incubation.

De manière générale, l'apport de matière organique dans le sol permet d'augmenter les teneurs en azote minéral. Les mélanges avec des matières organiques contenant des quantités plus importantes d'ammoniac connaissent une diminution de la teneur en azote minéral entre le jour 0 et le jour 7. Cette diminution est expliquée par une volatilisation de l'ammoniac des mélanges incubés à 28°C.

Entre le septième et le cinquante-sixième jour d'incubation, les matières organiques ont, de manière générale, tendance à libérer de l'azote sous forme minérale. Hormis pour les composts, toutes les matières se trouvent au-dessus de la courbe de minéralisation du sol témoin, signifiant que l'ajout de la matière a libéré une dose plus ou moins élevée d'azote minéral dans le mélange sol/matière (en fonction du contenu de la matière en azote).

On observe qu'il existe une bonne corrélation entre la quantité d'azote minéral se trouvant dans les mélanges sol/matières après 56 jours d'incubation et les rapports C/N et N-NH₄⁺/N_{tot} (r de 0,88 et 0,87 respectivement) (Tableau 26). Cela montre que ces rapports simples peuvent être utilisés pour prédire la libération plus ou moins importante d'azote minéral par une matière organique ; ce qui est très intéressant dans le cadre de ce travail.

Il n'existe cependant pas de relation significative entre la quantité d'azote minéral se trouvant dans les mélanges sol/matières après 56 jours d'incubation et le paramètre ISMO et ses fractions (r toujours inférieur à 0,32).

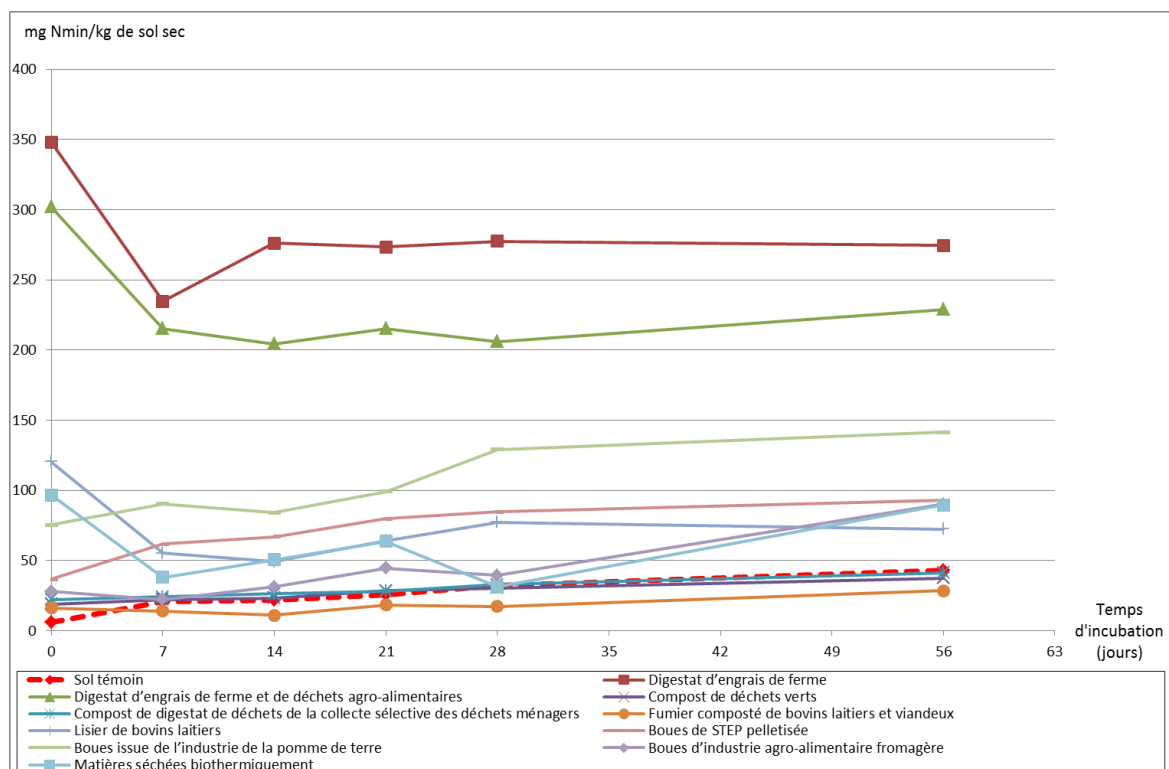


Figure 12. Evolution de la quantité d'azote minéral (N-NH_4^+ et N-NO_3^-) au cours de l'incubation.

Tableau 26. Coefficients de corrélation entre la minéralisation de l'azote après 56 jours d'incubation et d'autres paramètres liés à la dégradabilité des matières organiques.

Paramètres	C/N	NH4+/Ntotal (%)	SOL (% M.O.)	HEM (% M.O.)	CEL (% M.O.)	LIC (% M.O.)	ct3 (% Corg)	ISMO (% M.O.)
N56 (mg Nmin/kg sol sec à 56 jours d'incubation)	-0,878	0,872	0,208	0,016	-0,313	-0,072	0,259	-0,16

Afin d'éliminer le biais dû à la volatilisation de l'ammoniac en début d'incubation, la Figure 13 illustre l'évolution des teneurs en azote nitrique dans les différents mélanges au cours de l'incubation. Par rapport à la Figure 12, cette représentation considère uniquement l'azote nitrique. Cela met en évidence une formation d'azote nitrique continue au cours de l'incubation. Après 14 jours, les courbes des Figures 12 et 13 sont similaires, ce qui indique la présence quasiment exclusive de la forme nitrique dans l'azote minéral des mélanges.

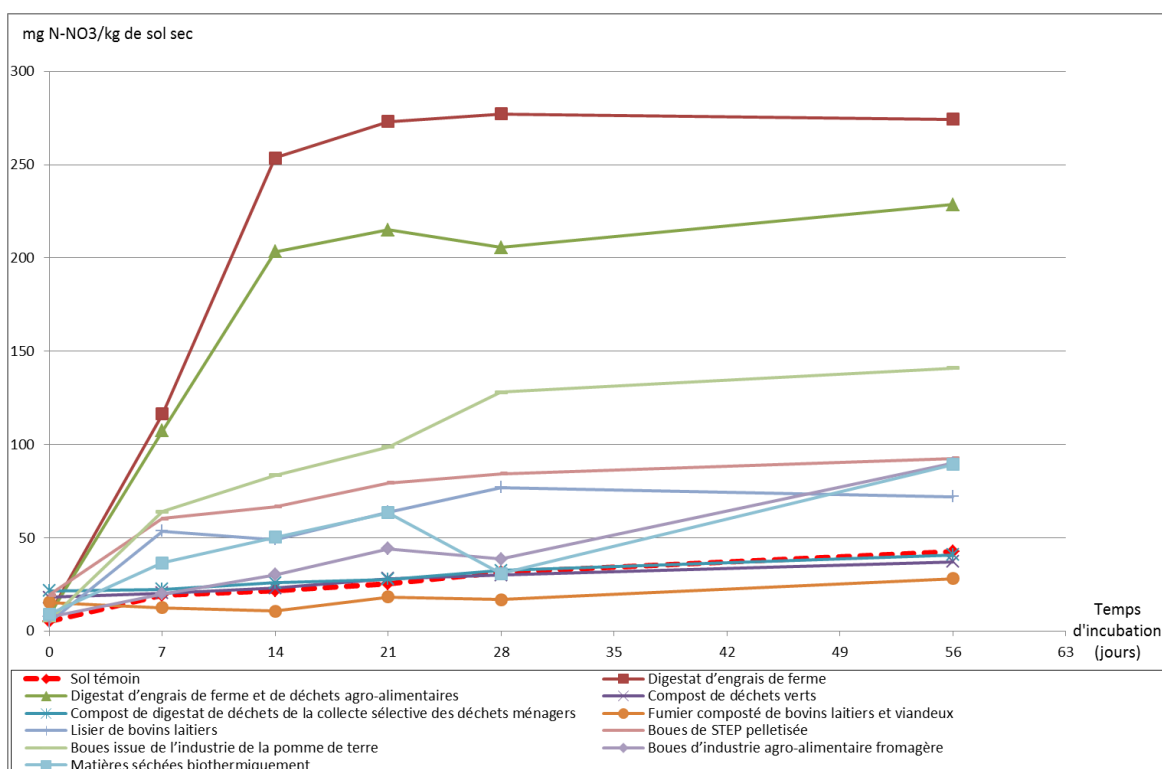


Figure 13. Dynamique de production d'azote nitrique au cours de l'incubation.

La Figure 14 montre l'évolution, au cours de l'incubation, de l'azote minéralisé sous forme nitrique par rapport à l'azote organique contenu dans les différentes matières.

Comme précédemment, les matières organiques compostées ont des taux de minéralisation négatifs, montrant une immobilisation d'une partie de l'azote minéral contenu initialement dans le mélange.

Les deux digestats sont les matières libérant le plus d'azote sous forme nitrique à partir de l'azote organique. Un des deux digestats dépasse les 100 % de minéralisation de l'azote organique de la matière. Cela pourrait être expliqué par la transformation de l'azote ammoniacal en azote nitrique et par la minéralisation d'une partie de l'azote organique contenu dans le sol. Cette dernière hypothèse soutient le fait que l'apport de matière organique dans le sol active la minéralisation de la matière organique du sol.

On observe qu'il existe une bonne relation entre le pourcentage d'azote minéralisé sous forme de N-NO_3 après 56 jours et le rapport C/N ($r = 0,89$). Le coefficient de corrélation de la relation entre le rapport $\text{N-NH}_4^+/\text{N}_{\text{tot}}$ et le pourcentage d'azote minéralisé sous forme de N-NO_3 après 56 jours est moins élevé ($r = 0,67$).

Le paramètre ISMO et ses fractions ne sont pas corrélées avec le pourcentage d'azote minéralisé sous forme de N-NO_3 après 56 jours (r toujours inférieur à 0,41) (Tableau 27).

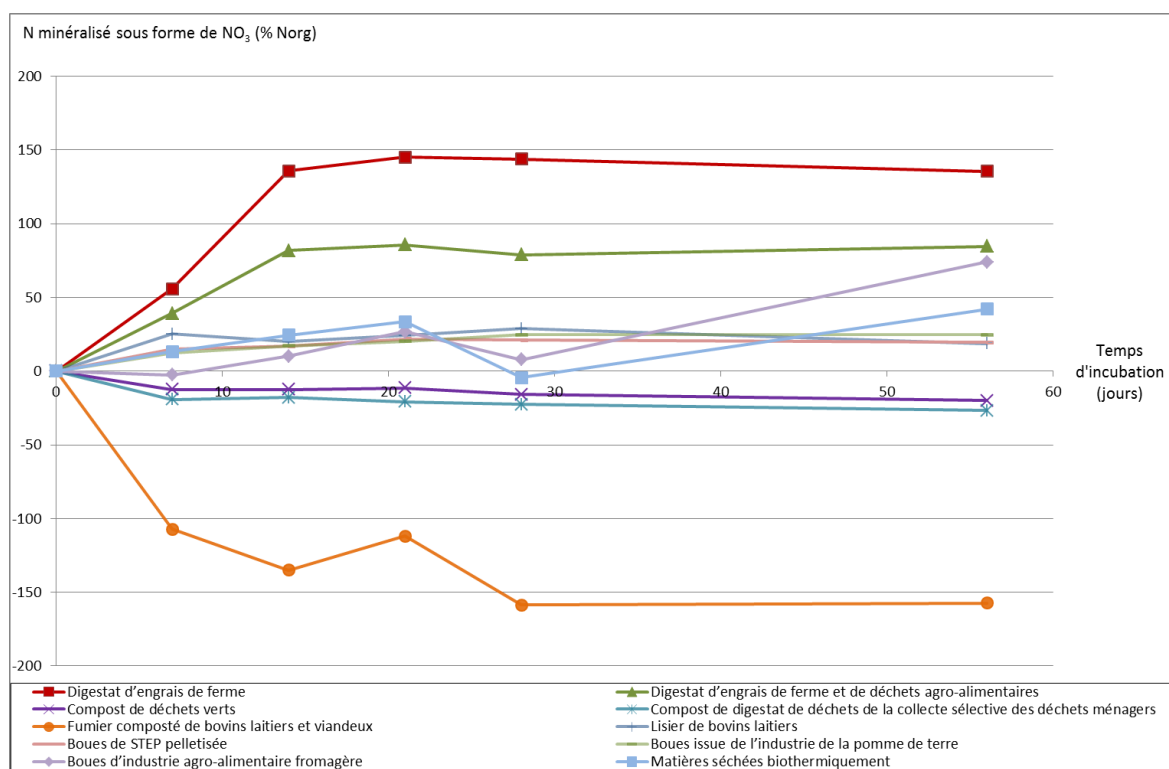


Figure 14. Dynamique de production d'azote nitrique au cours de l'incubation par rapport à l'azote organique de la matière utilisée dans le mélange.

Tableau 27. Coefficients de corrélation entre la proportion d'azote minéralisée après 56 jours d'incubation et d'autres paramètres liés à la dégradabilité des matières organiques.

Paramètres	C/N	NH ₄ ⁺ /N _{total} (%)	SOL (% M.O.)	HEM (% M.O.)	CEL (% M.O.)	LIC (% M.O.)	ct3 (% Corg)	ISMO (% M.O.)
N56 (% Norg à 56 jours d'incubation)	-0,895	0,668	0,411	-0,181	-0,367	-0,268	0,286	-0,15

☞ En conclusion, après 56 jours d'incubation en conditions contrôlées (correspondant à huit mois au champ), ce sont, par rapport à leur contenu en azote, le digestat d'engrais de ferme et le digestat d'engrais de ferme et de déchets agro-alimentaires qui libèrent le plus d'azote sous forme nitrique disponible pour les plantes.

Le compost de déchets verts, le compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets ménagers et le fumier composté sont les matières libérant le moins d'azote sous forme nitrique à partir de l'azote organique qu'elles contiennent.

Les boues industrielles, les matières séchées biothermiquement et le lisier libèrent dans le sol des quantités d'azote se situant entre les composts et les digestats.

Le paramètre ISMO et ses fractions ne sont pas corrélés à la quantité d'azote minéral ayant été minéralisée après 56 jours d'incubation.

Les rapports C/N et NH₄⁺/N_{tot} sont quant à eux relativement bien corrélés à la minéralisation de l'azote. Ces rapports simples permettent ainsi de donner une bonne estimation de la capacité des matières organiques à libérer l'azote qu'elles contiennent.

4.2. Paramètres environnementaux

Le Tableau 28 présente les teneurs en dix ETM par rapport à la matière sèche des matières organiques analysées. Les teneurs les plus élevées en ETM présentées dans ce tableau ne dépassent pas les valeurs limites imposées par la Région wallonne pour la valorisation des matières recyclables en agriculture.

Les matières les plus chargées en ETM sont les deux composts. Le compost de déchets verts est la matière la plus chargée en As, Co, Cr et Pb (de manière respective, 3,9, 7,5, 39 et 61 mg/kg M.S.) mais aussi parmi les matières les plus chargées en Hg et Ni (de manière respective, 0,16 et 23 mg/kg M.S.). Le compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets ménagers est le plus riche en Hg (0,19 mg/kg M.S.) et parmi les matières les plus chargées en As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni et Pb (de manière respective, 2,7 ; 0,83 ; 7,2 ; 34 ; 121 ; 26 et 54 mg/kg M.S.).

Le digestat d'engrais de ferme est la matière la plus chargée en Cu (125 mg/kg M.S.) et parmi les matières les plus chargées en Cd et Zn (de manière respective, 0,84 et 409 mg/kg M.S.)

La boue issue de l'industrie de la pomme de terre est la plus chargée en Cd (1,1 mg/kg M.S.), la boue d'industrie agro-alimentaire fromagère est la plus riche en Mo et Ni (de manière respective, 17 et 28 mg/kg M.S.) et les matières séchées biothermiquement sont les plus riches en Zn (429 mg/kg M.S.).

Notons que les engrais de ferme analysés sont les matières pour lesquelles les teneurs en ETM sont les plus faibles. Les deux engrais de ferme analysés ont en effet les teneurs les plus faibles ou se trouvent parmi les matières dont les teneurs sont les plus faibles pour la plupart des dix ETM analysés.

Le fait que les composts soient les matières les plus contaminées en ETM peut être expliqué par l'utilisation de matériels (broyeurs, retourneur d'andains, tamis) contenant des pièces métalliques. Lors des opérations de compostage, ces pièces métalliques peuvent, par abrasion, libérer des ETM dans les composts.

Les teneurs plus élevées en ETM mises en avant dans les deux composts ne dépassent pas les limites de la classe A hormis pour le Cd et le Ni qui respectent la limite de la classe B1 (mais très proche de la classe A) et le Cu qui respecte la limite de la classe B2 mais qui reste très proche de la limite de la classe B1. Les teneurs plus élevées en Zn dans les digestats d'engrais de ferme et les matières séchées biothermiquement (de manière respective, 409 et 429 mg/kg M.S.) se trouvent très proches de la limite de la classe B1 fixée à 400 mg/kg M.S.

De manière générale, les teneurs en ETM dans les différentes matières sont fortement corrélées aux teneurs en phosphore (r variant de 0,83 à 0,99) et en Fer (r variant de 0,81 à 0,92). Les teneurs en ETM sont toutes relativement bien corrélées entre elles (r variant de 0,68 à 1). Les coefficients de corrélation se trouvent dans l'annexe relative à ce chapitre 2.

Les analyses en ETM qui ont été effectuées sur la boue d'épuration urbaine pelletisée ne sont pas présentées étant donné des valeurs aberrantes observées pour cet échantillon.

Tableau 28. Teneurs en dix ETM par rapport à la matière sèche des matières organiques analysées. Pour chaque matière, deux échantillons ont été prélevés.

N°	Matière	Paramètre	Teneur moyenne (mg/kg M.S.)									
			As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
1	Digestat d'engrais de ferme	Moyenne	1,4	0,84	5,2	17	125	0,079	10	15	10	409
		Ecart-type	0,0057	0,071	0,42	1,1	8,6	0,0043	0,53	0,66	0,65	25
2	Digestat d'engrais de ferme et de déchets agro-alimentaires	Moyenne	0,27	0,33	2,4	13	58	0,10	3,1	11	6,1	209
		Ecart-type	0,21	0,052	0,26	1,5	2,5	0,0034	1,2	0,050	0,94	10
3	Compost de déchets verts	Moyenne	3,9	0,36	7,5	39	71	0,16	3,5	23	61	209
		Ecart-type	0,22	0,077	1,2	5,0	1,4	0,0015	0,35	0,37	4,1	2,2
4	Compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets ménagers	Moyenne	2,7	0,83	7,2	34	121	0,19	4,1	26	54	297
		Ecart-type	0,67	0,10	0,024	0,24	38	0,017	4,4	0,18	0,87	6,6
5	Fumier composté de bovins laitiers et viandeux	Moyenne	0,54	0,20	2,8	9,0	26	0,069	4,8	6,8	5,2	98
		Ecart-type	0,029	0,076	0,21	1,1	1,4	0,013	3,7	0,85	0,84	0,91
6	Lisier de bovins laitiers	Moyenne	0,22	0,18	2,8	8,4	48	0,060	3,0	7,3	4,5	161
		Ecart-type	0,062	0,10	0,34	0,56	0,11	0,0052	3,5	1,1	0,83	6,1
7	Boues de STEP pelletisée	Moyenne	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Ecart-type	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	Boues issue de l'industrie de la pomme de terre	Moyenne	2,1	1,1	2,6	13	47	0,053	4,3	8,3	4,8	209
		Ecart-type	0,19	0,074	1,5	0,86	5,9	0,0012	3,0	0,33	0,048	4,0
9	Boues d'industrie agro-alimentaire fromagère	Moyenne	1,3	0,19	5,7	28	32	0,065	17	28	16	174
		Ecart-type	0,10	0,074	0,37	1,2	2,1	0,0042	1,1	0,41	1,7	2,5
10	Matières séchées biothermiquement	Moyenne	0,56	0,34	4,6	9,6	123	0,036	8,4	8,4	4,6	429
		Ecart-type	0,14	0,025	0,21	0,27	3,7	0,0026	0,67	0,32	0,034	16

Le Tableau 29 exprime les teneurs en ETM par rapport aux teneurs en azote des matières organiques analysées (pour le PGDA). Ce sont toujours les composts qui sont les matières les plus contaminées en ETM et cela, pour les mêmes ETM que ceux identifiés précédemment. Les teneurs en Cu et le Zn dépassent même les teneurs du digestat d'engrais de ferme et des matières séchées biothermiquement qui avaient été identifiés au Tableau 29.

Les composts sont les matières les moins riches en azote parmi les dix matières analysées (Tableau 22). Cela les rend plus contaminés que précédemment en relativisant avec la teneur en azote.

Hormis pour l'As et le Cd dans le digestat d'engrais de ferme, les matières contenant des engrais de ferme (les deux digestats et le lisier) contiennent les teneurs parmi les plus faibles pour tous les ETM analysés. Les teneurs en azote de ces matières sont plus élevées que les autres matières.

Le fumier composté, la boue issue de l'industrie de la pomme de terre et les matières séchées biothermiquement se trouvent elles aussi régulièrement parmi les matières les moins contaminées.

Tableau 29. Teneurs moyennes en ETM par rapport à la teneur en azote des matières échantillonnées. Pour chaque matière, deux échantillons ont été prélevés.

N°	Matière	Teneur moyenne (mg ETM/kg N)									
		As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
1	Digestat d'engrais de ferme	16	9,6	60	194	1418	0,90	117	169	114	4651
2	Digestat d'engrais de ferme et de déchets agro-alimentaires	3,7	4,5	33	182	786	1,4	42	148	83	2852
3	Compost de déchets verts	210	20	406	2107	3826	8,4	191	1241	3325	11278
4	Compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets	141	43	375	1764	6291	9,8	214	1379	2791	15446
5	Fumier composté de bovins laitiers et viandeux	22	7,8	112	358	1019	2,8	191	272	205	3888
6	Lisier de bovins laitiers	5,2	4,4	68	202	1165	1,4	72	177	108	3872
7	Boues de STEP pelletisée	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	Boues issue de l'industrie de la pomme de terre	46	24	57	284	1025	1,1	94	180	105	4521
9	Boues d'industrie agro-alimentaire fromagère	51	7,3	216	1072	1228	2,5	662	1061	622	6627
10	Matières séchées biothermiquement	12	7,1	95	200	2563	0,75	176	175	96	8922

Le Tableau 30 présente les teneurs moyennes en ETM par rapport aux teneurs en azote, phosphore et potassium des matières échantillonnées.

De manière générale, par rapport au Tableau 29, ce sont les mêmes matières qui présentent les teneurs en ETM les plus et les moins élevées.

Tableau 30. Teneurs moyennes en ETM par rapport aux teneurs en azote, phosphore et potassium des matières échantillonnées. Pour chaque matière, deux échantillons ont été prélevés.

N°	Matière	Teneur moyenne (mg ETM/kg N + P ₂ O ₅ + K ₂ O)									
		As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
1	Digestat d'engrais de ferme	7,7	4,5	28	91	666	0,42	55	79	54	2185
2	Digestat d'engrais de ferme et de déchets agro-alimentaires	1,8	2,1	16	88	379	0,67	20	71	40	1374
3	Compost de déchets verts	91	8,6	177	917	1665	3,7	83	540	1447	4908
4	Compost de digestat de déchets issus de la collecte sélective des déchets	55	17	146	686	2446	3,8	83	536	1086	6007
5	Fumier composté de bovins laitiers et viandeux	6,4	2,3	33	106	300	0,81	56	80	60	1144
6	Lisier de bovins laitiers	1,9	1,5	24	72	414	0,51	26	63	38	1376
7	Boues de STEP pelletisée	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	Boues issue de l'industrie de la pomme de terre	20	10	24	123	442	0,49	40	78	45	1950
9	Boues d'industrie agro-alimentaire fromagère	26	3,8	112	556	637	1,3	343	551	323	3439
10	Matières séchées biothermiquement	5,2	3,1	42	88	1129	0,33	77	77	42	3932

☞ En conclusion, l'analyse des paramètres de contamination en ETM montre que toutes les matières analysées dans le cadre du présent projet ont des teneurs en ETM se trouvant largement en deçà des normes pour le recyclage des matières en agriculture.

Les matières les plus concentrées sont les composts pour lesquels il serait intéressant d'avoir plus de précision sur le processus de production.

Les matières les moins contaminées sont les matières contenant des engrais de ferme (digestats, fumier composté et lisier). Cela est plus clairement mis en évidence lorsque l'on exprime les teneurs en ETM par rapport aux nutriments contenus dans les matières. C'est sous cette expression que les teneurs en ETM sont les plus intéressantes à analyser étant donné qu'un des principaux atouts des matières organiques est leur application dans un but de fertilisation des sols agricoles. Cette expression des résultats permet d'approcher la contamination dans une optique de flux en ETM entrants sur les sols. La comparaison des teneurs en ETM par rapport aux teneurs en azote est particulièrement intéressante car elle est ainsi plus facilement liée au PGDA.

5. CONCLUSIONS

Un apport de matières organiques est souvent conseillé en Wallonie spécialement dans la région de grandes cultures. Dans cette région, il y a très peu d'élevage et donc peu d'engrais de ferme pour fertiliser les sols. Les problèmes fréquemment rencontrés sont l'appauvrissement du sol en matières organiques, l'augmentation du risque d'érosion, la détérioration de la stabilité structurale, l'augmentation de la quantité d'azote lessivé vers les eaux souterraines et la diminution de la capacité d'échange cationique (Culot, 2005; Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007). Souvent ces problèmes sont liés et il n'existe en général pas de traitement qui puisse remédier à tous ces problèmes.

Les différents amendements organiques n'ont pas tous la même influence sur les fertilités physiques, chimiques et biologiques des sols. Certains risquent même de détériorer la qualité du sol (aspects sanitaires, salinité, ETM et CTO). Les préconisations d'utilisation doivent être réalisées au regard du type de sol, du système de culture et de la problématique rencontrée. Selon la problématique rencontrée, on privilégiera un amendement plutôt qu'un autre ou on traitera les matières organiques d'une certaine manière. La dose d'apport devra être raisonnée en fonction du type de sol (granulométrie), de sa teneur initiale en matières organiques et des pertes de matières organiques (lessivage et minéralisation), des besoins de la culture et de la quantité de nutriments présents dans le sol.

Pour améliorer les taux de matières organiques dans les sols, toute application de matières organiques peut convenir. Les matières composées de molécules plus récalcitrantes à la dégradation auront un effet à plus long terme. Une matière fermentescible et facilement dégradable, possédant en général un ISMO faible, stimulera rapidement la biomasse microbienne des sols. La présence d'une microflore abondante et diversifiée améliore la capacité du sol à retenir l'azote, augmente la stabilité du sol, diminue le risque d'érosion et augmente la capacité du sol à dégrader les CTO.

6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abiven, S. (2004). Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leurs décompositions et évolutions de la stabilité structurale du sol. Agrocampus Rennes, Thèses de doctorat, 228 pp.
- ADEME (2007). Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France Métropolitaine. Bilan qualitatif de la contamination par les éléments tracés métalliques et les composés traces organiques et application quantitative pour les éléments traces métalliques. Angers, France, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME). Rapport final. 329 pp.
- AFNOR (2010a). Norme XP U44-162. Amendements organiques. Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique.
- AFNOR (2010b). Norme XP U44-163. Amendements organiques. Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote.
- Anonyme (2010b). L'épandage des boues d'épuration sur les prairies en élevage laitier : guide pratique. Institut de l'élevage.
- Bouthier, A. et Trochard, R. (2009). Prise en compte de l'effet azote des produits organiques (PRO) appliqués à l'automne, dans la méthode du bilan azoté. Arvalis, Institut du végétal.
- Brochier, V. (2011). Approche du bilan humique des épandages. INRA. [En ligne]. Adresse: http://www7.inra.fr/qualiagro/efficacite_agronomique/matieres_organiques_du_sol/approche_du_bilan_humique_des_epandages
- Cellule Etat de l'Environnement Wallon (2007). Rapport analytique de l'état de l'environnement wallon 2006-2007. Namur, MRW - DGRNE. 736 pp.
- Cheng, W. (1999). Rhizosphere feedbacks in elevated CO₂. *Tree Physiol.* 19, 313-320.
- Culot, M. (2005). Filières de valorisation agricole des matières organiques. Gembloux, Belgique, FUSAGx, Laboratoire d'Ecologie microbienne et d'Epuration des Eaux (LEMEE). Document réalisé à la demande du Cabinet du Ministre Benoît Lutgen. 73 pp.
- Flavel, T.C. et Murphy, D.V. (2006). Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. *J. Environ. Qual.* 35, 183-193
- Gabrielle, B., Mary, B., Roche, R., Smith, P. et Gosse, G. (2002). Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils : a comparison of approaches. *Eur. J. Agron.* 18 (1-2), 107-120.
- Gennen, J. (2011). Characterization of CCX2, a member of the cation antiporter CaCA superfamily and its role in metal homeostasis. Bruxelles, Université libre de Bruxelles, Thèse de doctorat,
- Ghassemi, F., Jakeman, A.J. et Nix, H.A. (1995). Salinisation of Land and Water Resources : human causes, extent, management and case studies. University of New South Wales Press Ltd., 526 pp.
- Gilmour, J. and Gilmour, C. (1980). A simulation model for sludge decomposition in soil. *J. Environ. Qual.* 9, 194-199.
- Godden, B., Destain, J.-P. et Legrand, G. (2005). Valorisation des engrais de ferme dans les cultures en rotation. *Le Betteravier* 419, 7-9.

- Godden, B. (1986). Etude du processus de compostage du fumier bovin. Université Libre de Bruxelles, Sciences agronomiques, 136 pp + annexes.
- Hirschi, K.D. (2004). The Calcium Conundrum. Both Versatile Nutrient and Specific Signal. *Plant Physiol.* 136, 2438–2442.
- Huber, G. et Schaub, C. (2011b). La fertilité des sols: L'importance de la matière organique. Chambre d'agriculture Bas-Rhin. 42 pp.
- Klik, A. (2001). *Bodenerhaltung und Bodenschutz*. Vienne. 130 pp.
- Kuzyakov, Y. and Bol, R. (2006). Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil Biol. Biochem.* 38, 747-758.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C. et Houot, S. (2009). Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *Eur J. of Soil Sci.* 60 (2), 297-310.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C. et Houot, S. (2010). Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresour. Technol.* 101, 157-164.
- Luxen, P., Godden, B. et Rabier, F. (2012). Le compostage des fumiers, une technique de valorisation des matières organiques en agriculture. Les Livrets de l'Agriculture. Namur, DGO3-SPW.
- Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Générumont, S., Morvan, T., Hénault, C., Flura, D., Robert, P., Marcovecchio, F., Linères, M. et Morel, C. (2003). Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. In: Dossier de l'environnement de l'INRA n°25, INRA, 15-26.
- Nicolardot, B., Recous, S. et Mary, B. (2001). Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition : a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant Soil* 228, 83–103.
- Park, S., Cheng, N.H., Pittman, J.K., Yoo, K.S., Park, J., Smith, R.H. et Hirschi, K.D. (2005). Increased calcium levels and prolonged shelf life in tomatoes expressing *Arabidopsis* H⁺/Ca²⁺ transporters. *Plant Physiol.* 139 (3), 1194–1206.
- Piazzalunga, G., Planchon, V. et Oger, R. (2012). Evaluation des flux d'éléments contaminants liés aux matières fertilisantes épandues sur les sols agricoles en Wallonie. Gembloux, Centre wallon de Recherches agronomiques - Service Public de Wallonie. 258 pp.
- Smith, S.R. (2008). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste. *Environ. Int.* 35 (1), 142-56.
- Wentz, D. (2001). Salt Tolerance of Plants. *Agri-Fact*. 2 pp.

– Chapitre 2. Définition des critères de caractérisation des matières organiques et détermination des valeurs physico-chimiques de référence –

7. ANNEXE : COEFFICIENTS DE CORRELATION ENTRE LES DIFFERENTS PARAMETRES ANALYSES

Paramètres	pHeau	Matière sèche (40°C ; %)	Matière sèche (100°C ; %)	Matières organiques (% M.B.)	Matières organiques (% M.S.)	Carbone organique total (% M.B.)	Carbone organique total (% M.S.)	Azote total (kg/t M.B.)
Matière sèche (40°C ; %)	-0,297							
Matière sèche (100°C ; %)	-0,307	0,999						
Matières organiques (% M.B.)	-0,411	0,927	0,932					
Matières organiques (% M.S.)	-0,53	-0,345	-0,343	-0,05				
Carbone organique total (% M.B.)	-0,411	0,927	0,932	1	-0,05			
Carbone organique total (% M.S.)	-0,53	-0,345	-0,343	-0,05	1	-0,05		
Azote total (kg/t M.B.)	-0,385	0,859	0,856	0,96	-0,008	0,96	-0,008	
Azote total (kg/t M.S.)	-0,119	-0,542	-0,555	-0,434	0,331	-0,434	0,331	-0,204
NH ₄ ⁺ (kg/t M.B.)	-0,358	-0,259	-0,252	0,002	0,543	0,002	0,543	0,189
NH ₄ ⁺ (kg/t M.S.)	-0,211	-0,515	-0,524	-0,476	0,283	-0,476	0,283	-0,298
N _{org} (kg/t M.B.)	-0,332	0,918	0,914	0,977	-0,099	0,977	-0,099	0,986
N _{org} (kg/t M.S.)	0,146	-0,319	-0,333	-0,116	0,264	-0,116	0,264	0,108
P ₂ O ₅ (mg/kg M.B.)	-0,258	0,842	0,817	0,797	-0,173	0,797	-0,173	0,846
P ₂ O ₅ (mg/kg M.S.)	0,182	-0,017	-0,056	-0,007	-0,046	-0,007	-0,046	0,219
K ₂ O (mg/kg M.B.)	-0,565	0,348	0,385	0,611	0,392	0,611	0,392	0,548
K ₂ O (mg/kg M.S.)	-0,438	-0,653	-0,649	-0,489	0,719	-0,489	0,719	-0,403
CaO (mg/kg M.B.)	0,445	0,621	0,612	0,457	-0,677	0,457	-0,677	0,425
CaO (mg/kg M.S.)	0,927	-0,295	-0,307	-0,405	-0,601	-0,405	-0,601	-0,314
MgO (mg/kg M.B.)	0,546	0,236	0,232	0,18	-0,35	0,18	-0,35	0,171
MgO (mg/kg M.S.)	0,658	-0,048	-0,055	-0,108	-0,285	-0,108	-0,285	-0,089
Fe (mg/kg M.B.)	0,092	0,792	0,768	0,574	-0,547	0,574	-0,547	0,551
Fe (mg/kg M.S.)	0,518	0,367	0,346	0,156	-0,589	0,156	-0,589	0,159
Mn (mg/kg M.B.)	-0,293	0,847	0,867	0,728	-0,461	0,728	-0,461	0,567
Mn (mg/kg M.S.)	-0,351	0,456	0,486	0,348	-0,288	0,348	-0,288	0,169
Na (mg/kg M.B.)	-0,316	0,17	0,192	0,273	0,019	0,273	0,019	0,283
Na (mg/kg M.S.)	-0,198	-0,476	-0,481	-0,452	0,219	-0,452	0,219	-0,332
Cendres totales (% M.B.)	-0,18	0,948	0,944	0,76	-0,565	0,76	-0,565	0,667
Cendres totales (% M.S.)	0,512	0,306	0,3	0,005	-0,992	0,005	-0,992	-0,009
Cendres insolubles (% M.B.)	-0,358	0,882	0,886	0,699	-0,488	0,699	-0,488	0,576
Cendres insolubles (% M.S.)	-0,442	0,687	0,703	0,504	-0,449	0,504	-0,449	0,345
Cendres solubles (% M.B.)	0,174	0,816	0,8	0,669	-0,552	0,669	-0,552	0,653
Cendres solubles (% M.S.)	0,887	-0,332	-0,352	-0,451	-0,536	-0,451	-0,536	-0,321
As total (mg/kg M.B.)	-0,263	0,806	0,778	0,641	-0,323	0,641	-0,323	0,648
As total (mg/kg M.S.)	-0,257	0,841	0,817	0,661	-0,381	0,661	-0,381	0,649
Cd total (mg/kg M.B.)	-0,293	0,818	0,792	0,679	-0,295	0,679	-0,295	0,694
Cd total (mg/kg M.S.)	-0,297	0,846	0,824	0,702	-0,354	0,702	-0,354	0,703
Co total (mg/kg M.B.)	-0,309	0,924	0,908	0,779	-0,368	0,779	-0,368	0,751
Co total (mg/kg M.S.)	-0,288	0,973	0,966	0,828	-0,439	0,828	-0,439	0,762
Cr total (mg/kg M.B.)	-0,262	0,826	0,799	0,66	-0,338	0,66	-0,338	0,662
Cr total (mg/kg M.S.)	-0,243	0,869	0,846	0,686	-0,408	0,686	-0,408	0,665
Cu total (mg/kg M.B.)	-0,267	0,762	0,731	0,635	-0,236	0,635	-0,236	0,675
Cu total (mg/kg M.S.)	-0,285	0,786	0,756	0,665	-0,239	0,665	-0,239	0,701
Hg total (mg/kg M.B.)	-0,248	0,744	0,712	0,597	-0,261	0,597	-0,261	0,632
Hg total (mg/kg M.S.)	-0,253	0,759	0,728	0,607	-0,278	0,607	-0,278	0,635
Mo total (mg/kg M.B.)	-0,218	0,898	0,875	0,832	-0,245	0,832	-0,245	0,861
Mo total (mg/kg M.S.)	0,003	0,842	0,826	0,807	-0,278	0,807	-0,278	0,831
Ni total (mg/kg M.B.)	-0,258	0,858	0,834	0,69	-0,369	0,69	-0,369	0,682
Ni total (mg/kg M.S.)	-0,205	0,904	0,885	0,715	-0,467	0,715	-0,467	0,678
Pb total (mg/kg M.B.)	-0,279	0,848	0,825	0,661	-0,39	0,661	-0,39	0,638
Pb total (mg/kg M.S.)	-0,281	0,88	0,865	0,674	-0,47	0,674	-0,47	0,615
Zn total (mg/kg M.B.)	-0,287	0,8	0,771	0,689	-0,228	0,689	-0,228	0,726
Zn total (mg/kg M.S.)	-0,307	0,837	0,811	0,742	-0,227	0,742	-0,227	0,775
C/N	-0,22	0,285	0,303	0,288	0,175	0,288	0,175	0,038
NH ₄ ⁺ /Ntotal (%)	-0,248	-0,577	-0,585	-0,507	0,384	-0,507	0,384	-0,325
SOL (% M.O.)	0,808	0,046	0,029	-0,083	-0,707	-0,083	-0,707	0,025
HEM (% M.O.)	0,038	-0,475	-0,491	-0,249	0,784	-0,249	0,784	-0,177
CEL (% M.O.)	-0,889	0,177	0,201	0,295	0,551	0,295	0,551	0,175
LIC (% M.O.)	-0,645	0,083	0,105	0,021	0,148	0,021	0,148	-0,121
ct3 (% Corg)	0,416	-0,133	-0,141	0,002	-0,08	0,002	-0,08	0,166
ISMO (% M.O.)	-0,157	0,168	0,172	-0,068	-0,27	-0,068	-0,27	-0,221
C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)	0,121	-0,079	-0,081	0,192	0,317	0,192	0,317	0,388
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	0,519	-0,414	-0,398	-0,236	0,041	-0,236	0,041	-0,138
C3 (% C _{org} à 3 jours d'incubation)	0,311	0,002	0,004	0,24	0,334	0,24	0,334	0,276
N56 (mg N _{min} /kg sol sec à 56 jours d'incubation)	0,058	-0,462	-0,481	-0,456	0,047	-0,456	0,047	-0,222
N56 (% N _{org} à 56 jours d'incubation)	0,129	-0,136	-0,148	-0,146	-0,171	-0,146	-0,171	0,076

– Chapitre 2. Définition des critères de caractérisation des matières organiques et détermination des valeurs physico-chimiques de référence –

Paramètres	Azote total (kg/t M.S.)	NH ₄ ⁺ (kg/t M.B.)	NH ₄ ⁺ (kg/t M.S.)	N _{org} (kg/t M.B.)	N _{org} (kg/t M.S.)	P ₂ O ₅ (mg/kg M.B.)	P ₂ O ₅ (mg/kg M.S.)	K ₂ O (mg/kg M.B.)	K ₂ O (mg/kg M.S.)
NH ₄ ⁺ (kg/t M.B.)	0,802								
NH ₄ ⁺ (kg/t M.S.)	0,934	0,727							
N _{org} (kg/t M.B.)	-0,343	0,024	-0,426						
N _{org} (kg/t M.S.)	0,625	0,548	0,305	0,018					
P ₂ O ₅ (mg/kg M.B.)	-0,253	-0,134	-0,323	0,884	0,033				
P ₂ O ₅ (mg/kg M.S.)	0,476	0,192	0,232	0,19	0,764	0,46			
K ₂ O (mg/kg M.B.)	-0,126	0,429	-0,16	0,485	0,015	0,072	-0,4		
K ₂ O (mg/kg M.S.)	0,721	0,656	0,772	-0,521	0,234	-0,505	-0,05	0,118	
CaO (mg/kg M.B.)	-0,538	-0,424	-0,511	0,504	-0,318	0,502	-0,004	-0,174	-0,867
CaO (mg/kg M.S.)	0,076	-0,216	-0,077	-0,283	0,372	-0,187	0,4	-0,563	-0,405
MgO (mg/kg M.B.)	-0,359	-0,185	-0,326	0,206	-0,246	0,145	-0,146	-0,169	-0,584
MgO (mg/kg M.S.)	-0,183	-0,131	-0,15	-0,068	-0,16	-0,074	-0,101	-0,346	-0,413
Fe (mg/kg M.B.)	-0,475	-0,472	-0,412	0,641	-0,368	0,797	0,175	-0,259	-0,738
Fe (mg/kg M.S.)	-0,339	-0,392	-0,268	0,228	-0,319	0,352	0,061	-0,481	-0,683
Mn (mg/kg M.B.)	-0,613	-0,333	-0,482	0,634	-0,583	0,442	-0,435	0,445	-0,562
Mn (mg/kg M.S.)	-0,383	-0,136	-0,109	0,195	-0,784	-0,023	-0,757	0,418	-0,16
Na (mg/kg M.B.)	-0,01	0,293	-0,005	0,238	-0,014	0,044	-0,183	0,407	-0,1
Na (mg/kg M.S.)	0,628	0,428	0,616	-0,41	0,329	-0,325	0,22	-0,21	0,431
Cendres totales (% M.B.)	-0,585	-0,449	-0,496	0,755	-0,476	0,758	-0,064	0,117	-0,714
Cendres totales (% M.S.)	-0,221	-0,474	-0,173	0,071	-0,21	0,177	0,122	-0,442	-0,658
Cendres insolubles (% M.B.)	-0,537	-0,426	-0,42	0,658	-0,516	0,638	-0,166	0,217	-0,543
Cendres insolubles (% M.S.)	-0,459	-0,365	-0,265	0,413	-0,644	0,351	-0,392	0,275	-0,334
Cendres solubles (% M.B.)	-0,516	-0,374	-0,499	0,728	-0,284	0,771	0,129	-0,087	-0,825
Cendres solubles (% M.S.)	0,206	-0,12	0,076	-0,307	0,384	-0,15	0,471	-0,67	-0,323
As total (mg/kg M.B.)	-0,292	-0,339	-0,281	0,717	-0,165	0,923	0,382	-0,127	-0,486
As total (mg/kg M.S.)	-0,348	-0,377	-0,318	0,724	-0,231	0,906	0,311	-0,098	-0,528
Cd total (mg/kg M.B.)	-0,289	-0,298	-0,292	0,757	-0,133	0,95	0,399	-0,076	-0,486
Cd total (mg/kg M.S.)	-0,333	-0,317	-0,326	0,769	-0,176	0,934	0,34	-0,026	-0,522
Co total (mg/kg M.B.)	-0,401	-0,324	-0,374	0,819	-0,251	0,913	0,216	0,073	-0,563
Co total (mg/kg M.S.)	-0,51	-0,352	-0,451	0,835	-0,373	0,851	0,039	0,176	-0,637
Cr total (mg/kg M.B.)	-0,314	-0,344	-0,299	0,732	-0,184	0,927	0,36	-0,109	-0,507
Cr total (mg/kg M.S.)	-0,388	-0,391	-0,349	0,743	-0,272	0,907	0,267	-0,08	-0,569
Cu total (mg/kg M.B.)	-0,219	-0,259	-0,243	0,73	-0,053	0,955	0,484	-0,132	-0,439
Cu total (mg/kg M.S.)	-0,233	-0,249	-0,256	0,756	-0,062	0,963	0,464	-0,093	-0,449
Hg total (mg/kg M.B.)	-0,224	-0,295	-0,237	0,693	-0,08	0,937	0,478	-0,18	-0,44
Hg total (mg/kg M.S.)	-0,246	-0,311	-0,251	0,699	-0,107	0,936	0,454	-0,171	-0,455
Mo total (mg/kg M.B.)	-0,325	-0,172	-0,367	0,905	-0,064	0,987	0,359	0,091	-0,576
Mo total (mg/kg M.S.)	-0,39	-0,134	-0,423	0,868	-0,115	0,865	0,216	0,114	-0,672
Ni total (mg/kg M.B.)	-0,355	-0,358	-0,331	0,755	-0,222	0,927	0,314	-0,077	-0,544
Ni total (mg/kg M.S.)	-0,458	-0,417	-0,402	0,76	-0,344	0,89	0,182	-0,05	-0,638
Pb total (mg/kg M.B.)	-0,362	-0,389	-0,321	0,715	-0,264	0,886	0,27	-0,079	-0,523
Pb total (mg/kg M.S.)	-0,449	-0,444	-0,372	0,701	-0,383	0,826	0,127	-0,024	-0,571
Zn total (mg/kg M.B.)	-0,236	-0,233	-0,265	0,778	-0,048	0,971	0,463	-0,065	-0,455
Zn total (mg/kg M.S.)	-0,254	-0,205	-0,286	0,824	-0,052	0,983	0,432	0,004	-0,473
C/N	-0,797	-0,546	-0,656	0,13	-0,692	0,013	-0,665	0,306	-0,23
NH ₄ ⁺ /Ntotal (%)	0,937	0,753	0,976	-0,458	0,364	-0,367	0,221	-0,138	0,823
SOL (% M.O.)	-0,016	-0,23	-0,183	0,065	0,357	0,17	0,516	-0,49	-0,61
HEM (% M.O.)	0,202	0,235	0,066	-0,219	0,396	-0,151	0,219	-0,063	0,418
CEL (% M.O.)	-0,102	0,205	0,06	0,144	-0,403	-0,019	-0,557	0,644	0,463
LIC (% M.O.)	-0,014	0,034	0,25	-0,129	-0,585	-0,214	-0,59	0,307	0,369
ct3 (% Corg)	0,272	0,218	-0,063	0,133	0,864	0,113	0,677	-0,003	-0,129
ISMO (% M.O.)	-0,285	-0,351	0,051	-0,165	-0,873	-0,104	-0,587	-0,203	-0,091
C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)	0,432	0,675	0,172	0,281	0,778	0,122	0,44	0,325	0,14
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	0,293	0,459	0,145	-0,217	0,464	-0,467	-0,024	0,169	0,088
C3 (% C _{org} à 3 jours d'incubation)	-0,115	0,243	-0,248	0,24	0,235	0,044	0,001	0,286	-0,161
N56 (mg N _{min} /kg sol sec à 56 jours d'incubation)	0,949	0,646	0,907	-0,335	0,548	-0,175	0,551	-0,334	0,521
N56 (% N _{org} à 56 jours d'incubation)	0,7	0,609	0,66	-0,025	0,424	0,016	0,391	-0,187	0,2

– Chapitre 2. Définition des critères de caractérisation des matières organiques et détermination des valeurs physico-chimiques de référence –

Paramètres	CaO (mg/kg M.B.)	CaO (mg/kg M.S.)	MgO (mg/kg M.B.)	MgO (mg/kg M.S.)	Fe (mg/kg M.B.)	Fe (mg/kg M.S.)	Mn (mg/kg M.B.)	Mn (mg/kg M.S.)
CaO (mg/kg M.S.)	0,384							
MgO (mg/kg M.B.)	0,843	0,4						
MgO (mg/kg M.S.)	0,693	0,51	0,954					
Fe (mg/kg M.B.)	0,825	0,053	0,514	0,34				
Fe (mg/kg M.S.)	0,901	0,426	0,867	0,824	0,786			
Mn (mg/kg M.B.)	0,489	-0,329	0,134	-0,118	0,556	0,226		
Mn (mg/kg M.S.)	0,233	-0,447	0,096	-0,049	0,212	0,094	0,803	
Na (mg/kg M.B.)	0,179	-0,162	0,225	0,139	-0,042	0,04	0,19	0,284
Na (mg/kg M.S.)	-0,394	-0,009	-0,219	-0,048	-0,362	-0,144	-0,435	-0,201
Cendres totales (% M.B.)	0,681	-0,18	0,247	-0,004	0,865	0,482	0,875	0,533
Cendres totales (% M.S.)	0,641	0,612	0,316	0,269	0,535	0,582	0,402	0,249
Cendres insolubles (% M.B.)	0,435	-0,341	-0,036	-0,278	0,69	0,222	0,918	0,635
Cendres insolubles (% M.S.)	0,235	-0,424	-0,182	-0,383	0,439	0,03	0,891	0,811
Cendres solubles (% M.B.)	0,933	0,145	0,675	0,472	0,944	0,809	0,575	0,219
Cendres solubles (% M.S.)	0,397	0,966	0,465	0,603	0,111	0,526	-0,425	-0,498
As total (mg/kg M.B.)	0,443	-0,206	0,005	-0,185	0,845	0,359	0,513	0,095
As total (mg/kg M.S.)	0,48	-0,208	0,025	-0,177	0,861	0,376	0,588	0,179
Cd total (mg/kg M.B.)	0,451	-0,217	0,016	-0,186	0,827	0,336	0,498	0,08
Cd total (mg/kg M.S.)	0,48	-0,208	0,023	-0,197	0,817	0,322	0,56	0,156
Co total (mg/kg M.B.)	0,512	-0,265	0,057	-0,18	0,848	0,351	0,704	0,283
Co total (mg/kg M.S.)	0,602	-0,268	0,161	-0,101	0,849	0,395	0,829	0,449
Cr total (mg/kg M.B.)	0,467	-0,207	0,027	-0,169	0,857	0,374	0,539	0,122
Cr total (mg/kg M.S.)	0,536	-0,202	0,087	-0,125	0,888	0,422	0,626	0,223
Cu total (mg/kg M.B.)	0,414	-0,191	0,008	-0,172	0,811	0,335	0,398	-0,028
Cu total (mg/kg M.S.)	0,425	-0,206	0,015	-0,176	0,811	0,328	0,427	0,001
Hg total (mg/kg M.B.)	0,413	-0,177	0,004	-0,167	0,82	0,351	0,392	-0,024
Hg total (mg/kg M.S.)	0,427	-0,184	0,01	-0,166	0,828	0,357	0,418	0,006
Mo total (mg/kg M.B.)	0,6	-0,177	0,248	0,015	0,859	0,446	0,539	0,084
Mo total (mg/kg M.S.)	0,801	-0,024	0,595	0,374	0,862	0,656	0,505	0,122
Ni total (mg/kg M.B.)	0,51	-0,208	0,066	-0,143	0,874	0,398	0,588	0,173
Ni total (mg/kg M.S.)	0,628	-0,178	0,191	-0,035	0,919	0,493	0,687	0,303
Pb total (mg/kg M.B.)	0,465	-0,232	0,001	-0,203	0,851	0,357	0,623	0,224
Pb total (mg/kg M.S.)	0,507	-0,246	0,028	-0,192	0,848	0,368	0,736	0,372
Zn total (mg/kg M.B.)	0,429	-0,211	0,022	-0,174	0,811	0,326	0,438	0,001
Zn total (mg/kg M.S.)	0,453	-0,228	0,046	-0,167	0,81	0,321	0,48	0,04
C/N	0,075	-0,496	0,074	-0,042	0,111	-0,04	0,42	0,448
NH ₄ ⁺ /Ntotal (%)	-0,573	-0,104	-0,342	-0,153	-0,48	-0,314	-0,553	-0,197
SOL (% M.O.)	0,613	0,926	0,496	0,515	0,357	0,586	-0,106	-0,38
HEM (% M.O.)	-0,392	-0,091	-0,017	0,111	-0,367	-0,221	-0,729	-0,689
CEL (% M.O.)	-0,471	-0,945	-0,477	-0,577	-0,242	-0,572	0,335	0,521
LIC (% M.O.)	-0,395	-0,711	-0,465	-0,49	-0,159	-0,369	0,431	0,74
ct3 (% Corg)	-0,017	0,609	-0,073	-0,056	-0,182	-0,156	-0,361	-0,702
ISMO (% M.O.)	0,235	-0,316	0,214	0,208	0,334	0,385	0,429	0,732
C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)	-0,011	0,239	0,164	0,158	-0,208	-0,099	-0,348	-0,522
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	0,059	0,533	0,388	0,478	-0,424	0,039	-0,349	-0,257
C3 (% C _{org} à 3 jours d'incubation)	0,286	0,148	0,608	0,582	-0,026	0,231	-0,206	-0,251
N56 (mg N _{min} /kg sol sec à 56 jours d'incubation)	-0,32	0,266	-0,219	-0,044	-0,269	-0,099	-0,536	-0,34
N56 (% N _{org} à 56 jours d'incubation)	0,127	0,336	0,198	0,273	0,042	0,254	-0,231	-0,172

– Chapitre 2. Définition des critères de caractérisation des matières organiques et détermination des valeurs physico-chimiques de référence –

Paramètres	Na (mg/kg M.B.)	Na (mg/kg M.S.)	Cendres totales (% M.B.)	Cendres totales (% M.S.)	Cendres insolubles (% M.B.)	Cendres insolubles (% M.S.)	Cendres solubles (% M.B.)	Cendres solubles (% M.S.)
Na (mg/kg M.S.)	0,408							
Cendres totales (% M.B.)	0,094	-0,443						
Cendres totales (% M.S.)	-0,01	-0,134	0,531					
Cendres insolubles (% M.B.)	0,047	-0,393	0,948	0,455				
Cendres insolubles (% M.S.)	0,135	-0,289	0,792	0,421	0,924			
Cendres solubles (% M.B.)	0,153	-0,415	0,833	0,527	0,612	0,358		
Cendres solubles (% M.S.)	-0,132	0,134	-0,213	0,57	-0,405	-0,506	0,176	
As total (mg/kg M.B.)	-0,136	-0,299	0,83	0,333	0,774	0,537	0,713	-0,171
As total (mg/kg M.S.)	-0,115	-0,331	0,878	0,384	0,829	0,607	0,736	-0,186
Cd total (mg/kg M.B.)	-0,035	-0,297	0,821	0,306	0,755	0,523	0,725	-0,183
Cd total (mg/kg M.S.)	0,042	-0,328	0,856	0,359	0,796	0,592	0,738	-0,195
Co total (mg/kg M.B.)	-0,029	-0,377	0,928	0,359	0,885	0,667	0,764	-0,264
Co total (mg/kg M.S.)	0,08	-0,434	0,982	0,413	0,935	0,753	0,809	-0,29
Cr total (mg/kg M.B.)	-0,114	-0,311	0,849	0,345	0,79	0,554	0,732	-0,175
Cr total (mg/kg M.S.)	-0,068	-0,346	0,907	0,407	0,846	0,625	0,778	-0,18
Cu total (mg/kg M.B.)	-0,096	-0,264	0,755	0,254	0,676	0,421	0,696	-0,14
Cu total (mg/kg M.S.)	-0,061	-0,276	0,772	0,255	0,695	0,444	0,708	-0,16
Hg total (mg/kg M.B.)	-0,128	-0,257	0,755	0,28	0,68	0,43	0,69	-0,124
Hg total (mg/kg M.S.)	-0,112	-0,265	0,774	0,295	0,701	0,457	0,701	-0,134
Mo total (mg/kg M.B.)	0,051	-0,371	0,828	0,24	0,695	0,408	0,844	-0,142
Mo total (mg/kg M.S.)	0,157	-0,422	0,755	0,257	0,537	0,246	0,939	0,021
Ni total (mg/kg M.B.)	-0,071	-0,333	0,883	0,37	0,819	0,589	0,765	-0,182
Ni total (mg/kg M.S.)	0,014	-0,376	0,947	0,457	0,867	0,658	0,841	-0,162
Pb total (mg/kg M.B.)	-0,115	-0,329	0,891	0,391	0,857	0,648	0,719	-0,216
Pb total (mg/kg M.S.)	-0,052	-0,359	0,946	0,46	0,929	0,76	0,731	-0,251
Zn total (mg/kg M.B.)	-0,064	-0,285	0,776	0,241	0,697	0,438	0,714	-0,167
Zn total (mg/kg M.S.)	-0,007	-0,306	0,798	0,237	0,715	0,46	0,736	-0,192
C/N	-0,027	-0,476	0,265	-0,276	0,321	0,368	0,1	-0,595
NH ₄ ⁺ /Ntotal (%)	0,036	0,685	-0,576	-0,278	-0,499	-0,355	-0,561	0,057
SOL (% M.O.)	-0,042	-0,087	0,135	0,72	-0,073	-0,248	0,46	0,91
HEM (% M.O.)	-0,249	0,08	-0,643	-0,786	-0,709	-0,803	-0,364	-0,02
CEL (% M.O.)	0,215	-0,039	0,083	-0,574	0,29	0,462	-0,296	-0,964
LIC (% M.O.)	0,032	0,151	0,153	-0,148	0,398	0,639	-0,31	-0,719
ct3 (% Corg)	-0,106	-0,077	-0,245	0,093	-0,325	-0,487	-0,045	0,53
ISMO (% M.O.)	0,077	0,091	0,361	0,266	0,401	0,546	0,198	-0,242
C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)	0,131	0,005	-0,313	-0,297	-0,443	-0,6	-0,008	0,262
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	0,126	0,05	-0,511	-0,049	-0,622	-0,614	-0,187	0,51
C3 (% C _{org} à 3 jours d'incubation)	0,127	-0,251	-0,214	-0,377	-0,421	-0,568	0,201	0,156
N56 (mg N _{min} /kg sol sec à 56 jours d'incubation)	-0,038	0,617	-0,431	0,071	-0,426	-0,373	-0,328	0,406
N56 (% N _{org} à 56 jours d'incubation)	0,182	0,425	-0,121	0,261	-0,222	-0,259	0,085	0,483

– Chapitre 2. Définition des critères de caractérisation des matières organiques et détermination des valeurs physico-chimiques de référence –

Paramètres	As total (mg/kg M.B.)	As total (mg/kg M.S.)	Cd total (mg/kg M.B.)	Cd total (mg/kg M.S.)	Co total (mg/kg M.B.)	Co total (mg/kg M.S.)	Cr total (mg/kg M.B.)	Cr total (mg/kg M.S.)
As total (mg/kg M.S.)	0,995							
Cd total (mg/kg M.B.)	0,99	0,983						
Cd total (mg/kg M.S.)	0,97	0,973	0,99					
Co total (mg/kg M.B.)	0,967	0,982	0,96	0,961				
Co total (mg/kg M.S.)	0,892	0,926	0,891	0,914	0,975			
Cr total (mg/kg M.B.)	0,999	0,997	0,991	0,974	0,974	0,908		
Cr total (mg/kg M.S.)	0,987	0,997	0,978	0,974	0,987	0,946	0,992	
Cu total (mg/kg M.B.)	0,985	0,967	0,992	0,966	0,93	0,837	0,982	0,956
Cu total (mg/kg M.S.)	0,984	0,969	0,995	0,976	0,939	0,855	0,983	0,96
Hg total (mg/kg M.B.)	0,989	0,971	0,989	0,962	0,926	0,831	0,985	0,959
Hg total (mg/kg M.S.)	0,992	0,977	0,993	0,97	0,935	0,847	0,989	0,967
Mo total (mg/kg M.B.)	0,919	0,914	0,937	0,924	0,936	0,899	0,927	0,924
Mo total (mg/kg M.S.)	0,718	0,722	0,744	0,739	0,77	0,79	0,735	0,756
Ni total (mg/kg M.B.)	0,994	0,998	0,989	0,98	0,984	0,933	0,997	0,998
Ni total (mg/kg M.S.)	0,956	0,976	0,954	0,962	0,979	0,968	0,966	0,99
Pb total (mg/kg M.B.)	0,989	0,998	0,973	0,965	0,984	0,935	0,992	0,995
Pb total (mg/kg M.S.)	0,949	0,975	0,932	0,943	0,978	0,964	0,957	0,981
Zn total (mg/kg M.B.)	0,983	0,968	0,993	0,971	0,944	0,861	0,982	0,959
Zn total (mg/kg M.S.)	0,974	0,961	0,99	0,976	0,952	0,883	0,975	0,957
C/N	0,054	0,093	0,051	0,076	0,144	0,234	0,068	0,119
NH ₄ ⁺ /Ntotal (%)	-0,342	-0,386	-0,35	-0,393	-0,441	-0,524	-0,362	-0,419
SOL (% M.O.)	0,116	0,116	0,12	0,132	0,076	0,07	0,12	0,129
HEM (% M.O.)	-0,314	-0,39	-0,301	-0,389	-0,441	-0,549	-0,334	-0,417
CEL (% M.O.)	0,012	0,03	0,033	0,058	0,103	0,144	0,017	0,028
LIC (% M.O.)	0	0,043	-0,044	-0,023	0,083	0,136	0,003	0,04
ct3 (% Corg)	-0,074	-0,112	-0,039	-0,045	-0,115	-0,189	-0,083	-0,138
ISMO (% M.O.)	0,131	0,183	0,08	0,096	0,172	0,258	0,143	0,215
C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)	-0,197	-0,243	-0,146	-0,171	-0,187	-0,222	-0,199	-0,249
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	-0,687	-0,688	-0,67	-0,661	-0,621	-0,551	-0,679	-0,668
C3 (% C _{org} à 3 jours d'incubation)	-0,28	-0,302	-0,236	-0,258	-0,234	-0,187	-0,269	-0,272
N56 (mg N _{min} /kg sol sec à 56 jours d'incubation)	-0,165	-0,211	-0,173	-0,212	-0,285	-0,39	-0,184	-0,245
N56 (% N _{org} à 56 jours d'incubation)	-0,048	-0,069	-0,045	-0,063	-0,083	-0,113	-0,051	-0,069

Paramètres	Cu total (mg/kg M.B.)	Cu total (mg/kg M.S.)	Hg total (mg/kg M.B.)	Hg total (mg/kg M.S.)	Mo total (mg/kg M.B.)	Mo total (mg/kg M.S.)	Ni total (mg/kg M.B.)	Ni total (mg/kg M.S.)
Cu total (mg/kg M.S.)	0,999							
Hg total (mg/kg M.B.)	0,998	0,995						
Hg total (mg/kg M.S.)	0,997	0,995	0,999					
Mo total (mg/kg M.B.)	0,931	0,941	0,915	0,917				
Mo total (mg/kg M.S.)	0,735	0,75	0,714	0,717	0,917			
Ni total (mg/kg M.B.)	0,972	0,976	0,974	0,98	0,935	0,759		
Ni total (mg/kg M.S.)	0,919	0,928	0,921	0,933	0,923	0,798	0,982	
Pb total (mg/kg M.B.)	0,951	0,954	0,957	0,964	0,897	0,698	0,994	0,975
Pb total (mg/kg M.S.)	0,89	0,897	0,897	0,91	0,856	0,675	0,969	0,979
Zn total (mg/kg M.B.)	0,997	0,999	0,992	0,992	0,952	0,765	0,975	0,927
Zn total (mg/kg M.S.)	0,988	0,994	0,978	0,979	0,968	0,795	0,973	0,933
C/N	-0,002	0,009	0,001	0,018	0,054	0,084	0,094	0,16
NH ₄ ⁺ /Ntotal (%)	-0,295	-0,309	-0,291	-0,307	-0,416	-0,471	-0,396	-0,475
SOL (% M.O.)	0,136	0,129	0,141	0,137	0,188	0,313	0,126	0,16
HEM (% M.O.)	-0,202	-0,224	-0,214	-0,24	-0,223	-0,162	-0,375	-0,474
CEL (% M.O.)	-0,016	0,006	-0,03	-0,018	-0,027	-0,167	0,026	0,019
LIC (% M.O.)	-0,104	-0,095	-0,087	-0,071	-0,181	-0,33	0,012	0,033
ct3 (% Corg)	0,01	0,007	-0,016	-0,034	0,045	0,037	-0,103	-0,177
ISMO (% M.O.)	0,023	0,022	0,059	0,08	-0,014	0,021	0,169	0,269
C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)	-0,089	-0,081	-0,135	-0,155	0,09	0,216	-0,209	-0,261
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	-0,649	-0,643	-0,673	-0,682	-0,43	-0,142	-0,665	-0,622
C3 (% C _{org} à 3 jours d'incubation)	-0,2	-0,191	-0,236	-0,246	0,068	0,371	-0,256	-0,225
N56 (mg N _{min} /kg sol sec à 56 jours d'incubation)	-0,11	-0,127	-0,104	-0,123	-0,23	-0,282	-0,221	-0,302
N56 (% N _{org} à 56 jours d'incubation)	-0,011	-0,013	-0,017	-0,028	0,028	0,101	-0,058	-0,069

– Chapitre 2. Définition des critères de caractérisation des matières organiques et détermination des valeurs physico-chimiques de référence –

Paramètres	Pb total (mg/kg M.B.)	Pb total (mg/kg M.S.)	Zn total (mg/kg M.B.)	Zn total (mg/kg M.S.)	C/N	NH ₄ ⁺ /Ntotal (%)	SOL (% M.O.)	HEM (% M.O.)	CEL (% M.O.)	LIC (% M.O.)	ct3 (% Corg)	ISMO (% M.O.)
Pb total (mg/kg M.S.)	0,984											
Zn total (mg/kg M.B.)	0,953	0,895										
Zn total (mg/kg M.S.)	0,947	0,897	0,996									
C/N	0,114	0,187	0,01	0,024								
NH ₄ ⁺ /Ntotal (%)	-0,39	-0,448	-0,317	-0,338	-0,659							
SOL (% M.O.)	0,087	0,066	0,127	0,122	-0,521	-0,22						
HEM (% M.O.)	-0,424	-0,546	-0,215	-0,239	0,1	0,169	-0,23					
CEL (% M.O.)	0,062	0,112	0,007	0,033	0,511	0,095	-0,933	-0,004				
LIC (% M.O.)	0,094	0,181	-0,1	-0,1	0,383	0,2	-0,766	-0,362	0,747			
ct3 (% Corg)	-0,144	-0,225	0,021	0,027	-0,563	-0,029	0,626	0,191	-0,567	-0,766		
ISMO (% M.O.)	0,215	0,312	0,006	-0,006	0,404	-0,023	-0,317	-0,428	0,275	0,673	-0,926	
C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)	-0,279	-0,366	-0,055	-0,022	-0,531	0,238	0,296	0,394	-0,256	-0,635	0,734	-0,802
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	-0,704	-0,7	-0,623	-0,593	-0,412	0,197	0,402	0,202	-0,415	-0,501	0,521	-0,468
C3 (% C _{org} à 3 jours d'incubation)	-0,338	-0,379	-0,166	-0,13	0,161	-0,232	0,147	0,563	-0,224	-0,519	0,258	-0,344
N56 (mg N _{min} /kg sol sec à 56 jours d'incubation)	-0,227	-0,303	-0,135	-0,16	-0,878	0,872	0,208	0,016	-0,313	-0,072	0,259	-0,16
N56 (% N _{org} à 56 jours d'incubation)	-0,086	-0,127	-0,012	-0,008	-0,895	0,668	0,411	-0,181	-0,367	-0,268	0,286	-0,15

Paramètres	C3 (mg CO ₂ /kg sol sec à 3 jours d'incubation)	C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	C3 (% Corg à 3 jours d'incubation)	N56 (mg Nmin/kg sol sec à 56 jours d'incubation)
C28 (mg CO ₂ /kg sol sec à 28 jours d'incubation)	0,715			
C3 (% C _{org} à 3 jours d'incubation)	0,596	0,568		
N56 (mg N _{min} /kg sol sec à 56 jours d'incubation)	0,318	0,243	-0,199	
N56 (% N _{org} à 56 jours d'incubation)	0,518	0,464	-0,054	0,782

CHAPITRE 3.
CARACTÉRISATION DU POUVOIR FERTILISANT OU
AMENDANT DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION

L'objectif de ce livrable est de définir le caractère fertilisant et amendant de différentes matières exogènes. Les matières vont être regroupées dans un nombre restreint de classes avec un caractère fertilisant similaire. La notion d'arrière-effet des matières est abordée, elle sera approfondie dans le cadre du projet VALMO.

1.1. Caractère fertilisant

Le caractère fertilisant est l'aptitude à apporter des éléments nutritifs (éléments majeurs, secondaires et oligo-éléments) pour la plante (Destain, 2012). En France, tout produit dont une des teneurs en N, P_2O_5 ou K_2O dépasse 3 % sur le produit brut doit être considéré comme un engrais (norme AFNOR NFU 42-001). L'Arrêté royal du 28 janvier 2013 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des engrais définit un engrais comme une matière ayant une teneur déclarable en un ou plusieurs éléments fertilisants. Cette teneur déclarable est de 2 % pour le N total (azote nitrique, ammoniacal, uréique, cyanamidé ou organique), 3 % pour le P_2O_5 total et 3 % pour le K_2O soluble dans l'eau (Generet, 2013).

La majorité des nutriments contenus dans les matières organiques ne sont pas directement assimilables par les plantes. La cinétique de la minéralisation de l'azote et du carbone doit être prise en compte dans le plan d'épandage afin de répondre aux besoins de la plante (Vandenberghe *et al.*, 2008b).

Une manière simplifiée de comparaison de l'azote organique avec l'azote minéral lors de l'année de l'épandage est le coefficient d'efficacité. Par exemple, une efficacité de 30 % signifie que l'application de 100 kg d'azote organique (= azote total apporté par la matière organique) équivaut en terme de rendement en matière sèche à une application de 30 kg d'azote minéral. Ce coefficient est très variable en fonction de nombreux paramètres : conditions pédoclimatiques, date et dose de l'apport, culture réceptrice, etc. Le coefficient d'efficacité varie donc largement en fonction des essais, il est souvent exprimé sous forme d'intervalles de valeurs probables. Il est attendu qu'un apport sur un sol riche possède une efficacité moindre que sur un sol pauvre.

De manière générale, le coefficient d'utilisation du phosphore est inférieur à 15 %. Une grande partie du phosphore est en effet rétrogradée dans le sol. Les apports organiques en phosphore sont souvent considérés comme aussi efficaces que les engrais minéraux à l'exception de quelques matières spécifiques. Les phytates sont des molécules où le phosphore est très peu disponible. Pour le phosphore, par rapport aux engrais minéraux, 65 % sont jugés disponibles dans les lisiers porcins, les boues de papeteries, les fumiers et les fientes de volailles et 85 % pour les lisiers et le purin de bovin (Leclech, 2010). De récentes études de l'INRA montrent que la disponibilité à long terme du phosphore dans les matières organiques est identique ou supérieure à celle des engrais solubles.

1.2. Caractère amendant

L'apport de matières amendantes permet d'entretenir ou d'améliorer les propriétés physiques et chimiques ainsi que l'activité biologique des sols. Les matières amendantes permettent d'améliorer la productivité à long terme.

Deux types de caractère amendant existent :

- les apports d'amendements biologiques entretiennent/augmentent le stock de carbone organique présent dans le sol (Falinirina, 2010). Ce stockage de carbone est souhaitable afin de contrebalancer la perte de matière organique dans les sols et l'effet de serre ;
- les amendements d'origine minérale qui ont pour but principal de maintenir ou élever le pH proche de l'optimum. En France, les teneurs en N, P_2O_5 et K_2O ne doivent pas dépasser chacune 3 % et la somme doit être inférieure à 7 % sur brut pour être qualifié d'amendement organique (AFNOR, 2006a). Il n'y a pas de relation directe entre les quantités limitées de N, P, K et la capacité amendante des matières.

Le caractère amendant d'une matière organique est évalué notamment via la stabilité du carbone apporté. L'indice de stabilité de la matière organique (ISMO) donne une indication de cette stabilité (cfr. Point 1.6 du livrable 2).

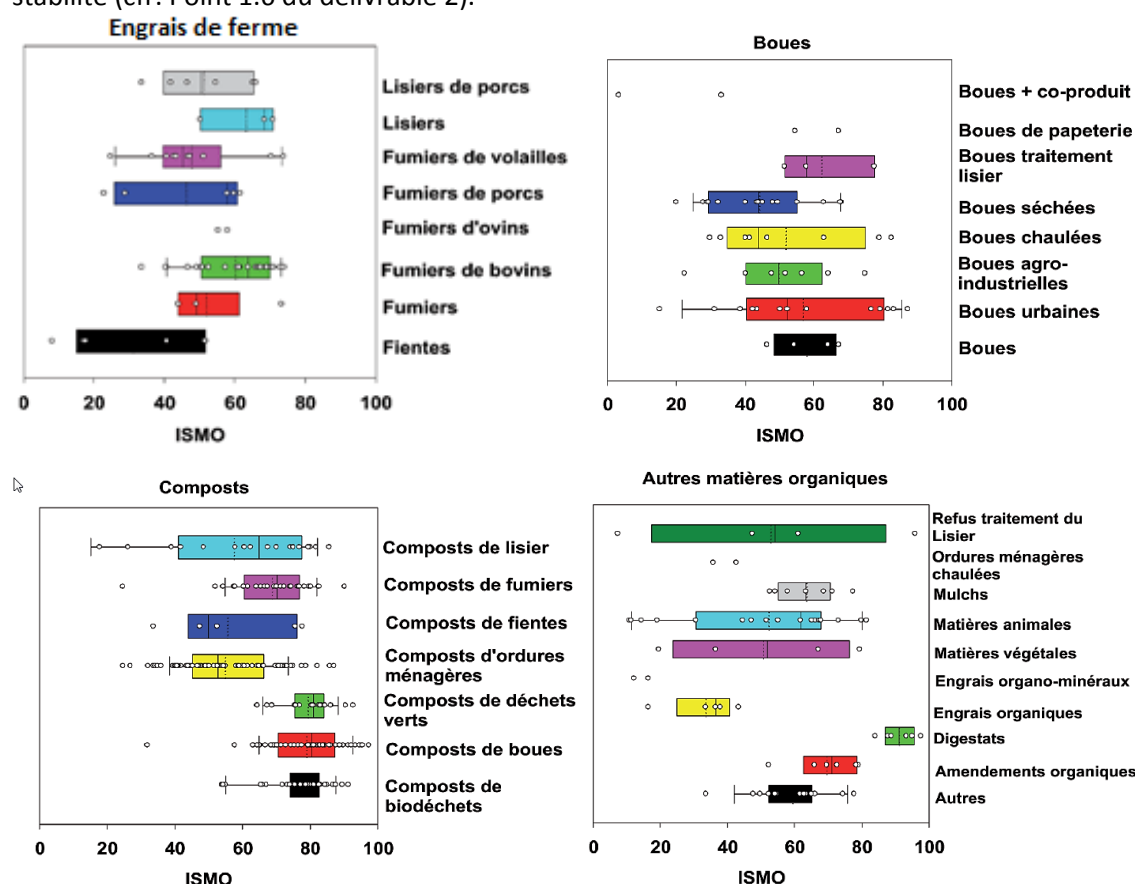


Figure 15. Distribution de valeurs de l'indicateur ISMO pour différents types de matières organiques. Les valeurs extrêmes ne sont pas prises en compte. La limite gauche de la boîte est définie par le 1^{er} quartile, la limite droite par le 3^{ème} quartile, la médiane est représentée par le trait plein qui partage la boîte, la moyenne par le trait en pointillés (Lashermes *et al.*, 2009).

Les 440 valeurs reprises dans une étude de 2009 (Lashermes *et al.*, 2009) montrent la grande variabilité qu'il peut y avoir entre différentes matières organiques et pour une même matière organique (Figure 15). Ce travail permet d'estimer cette variabilité et de décrire les grandes tendances de comportement des matières organiques. Les digestats (graphe « Autres matières organiques ») étaient très peu représentés dans la base de données, ces valeurs élevées ne représentent certainement pas le comportement moyen des digestats dans le sol. Une autre étude (Mokry, 2010) a aussi estimé la stabilité du carbone dans différents engrais et matières organiques. Il positionne les digestats entre les lisiers de bovins et les fumiers de bovins en

estimant que 28 % du carbone va être incorporé dans l’humus du sol pour un digestat liquide et 35 % du carbone pour un digestat solide. Pour les engrais de ferme, les fientes de volailles pures apportent le moins de carbone au sol. A l’exception des composts d’ordures ménagères, les composts ont en moyenne des valeurs ISMO supérieures aux engrais de ferme. Ils représentent les matières amendantes par excellence. Pour les boues d’épuration, environ 55 % du carbone est considéré comme stable.

1.3. La matière organique dans les sols

1.3.1. Composition de la matière organique des sols

La matière organique des sols est composée de différentes fractions (Barrena *et al.*, 2009; Möller and Stinner, 2009) :

- la matière organique vivante, végétale et animale représente l’entièreté de la biomasse en activité qui est responsable de la décomposition de nombreuses molécules organiques. La biomasse microbienne (1 à 4 % du carbone organique du sol et 2 à 10 % de l’azote organique) est principalement représentée par les champignons (généralement, le plus important), les bactéries et les actinomycètes. On trouve en outre des algues et des cyanophycées. La biomasse animale est principalement représentée par les vers de terre (50 %) ; le reste comprenant principalement des protozoaires, des insectes et des nématodes ;
- la matière organique fraîche est la source en énergie et en éléments minéraux de la biomasse vivante en activité. La nature de la matière organique fraîche est liée aux activités de surface et au couvert végétal (forêt, prairie, culture). Elle est donc principalement constituée de déchets végétaux (feuilles et racines² mortes, résidus de récolte) et animaux (déjections et cadavres). La grande diversité des constituants de la matière organique fraîche va conduire à des évolutions très différentes. On peut classer les matières organiques végétales selon leur importance quantitative en constituants majeurs (cellulose, lignines, pectines et algines), en constituants mineurs (groupe des glucides simples, amidon et hémicellulose), en lipides et stérols et finalement en résines et tanins ;
- les produits organiques transitoires sont des matières en cours d’évolution entre la matière organique fraîche et l’humus, en passant par la biomasse vivante. Il s’agit surtout de molécules de faible poids moléculaire (glucides simples, acides aminés, osamines, etc.). Du point de vue agronomique, ce compartiment est très intéressant car c’est de lui que va venir l’essentiel des éléments minéraux fournis par la minéralisation des matières organiques ;
- finalement, l’humus est la fraction de la matière organique des sols qui est la plus stable. Elle est très résistante à la biodégradation et joue un rôle important dans le maintien de la structure des sols. Ce sont des macromolécules de poids moléculaire élevé, peu solubles dans l’eau et tensioactives. Les substances humiques (humines, acides fulviques

² Les racines semblent être la source majeure de matières organiques des sols. Cela est expliqué par la rhizodéposition continue de carbone durant la croissance de la plante et par l’injection directe des matières organiques dans la matrice minérale du sol, les protégeant ainsi de la biodégradation.

et acides humiques) sont très réactives chimiquement, interagissant avec les éléments nutritifs et les polluants organiques et métalliques des sols. La structure des substances humiques résulte d'un assemblage aléatoire de molécules organiques élémentaires (sucres, acides aminés, unités aromatiques, etc.) pour former en fin de compte un polymère ramifié, arrangé en pelote désordonnée.

Etant donné les différentes fractions et la grande diversité de molécules organiques comprises représentant la matière organique du sol, il est préférable de parler des matières organiques plutôt que de la matière organique.

1.3.2. Rôles des matières organiques dans les sols

Les matières organiques participent au maintien de la fertilité des sols en remplissant différents rôles. Les apports de matières organiques améliorent les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols par l'agrégation des particules de sol et l'enrichissement en éléments nutritifs.

Les apports de matières organiques peuvent conférer aux sols dans l'idéal une structure grumeleuse et poreuse qui améliore l'aération, la perméabilité et la stabilité structurale des agrégats de sol. Ce sont principalement les matières organiques actives, comprenant les micro-organismes qui participent à la mise en place de cette structure. La présence de matières organiques dans les sols permet de lutter partiellement contre la dégradation des sols (érosion, compaction, perte de fertilité). L'augmentation de la capacité d'échange cationique du sol et de son pouvoir tampon est également un changement attendu des propriétés positives.

1.3.3. Arrière effet des matières organiques dans les sols

L'effet d'un apport de matières organiques ne se marque pas uniquement durant l'année de l'apport. Une partie des nutriments sera libérée plus tardivement. Des fractions très stables de la matière organique prendront plusieurs années pour se minéraliser. Ces fractions vont venir enrichir le stock présent dans le sol.

Au niveau de l'azote, les produits organiques résiduels (PRO) peuvent présenter une grande variabilité de comportement (Figure 16). Les quantités d'azote organique résiduelles sont importantes. Un an après l'apport entre 40 et 95 % de l'azote apporté initialement est encore présent. La quantité d'azote disponible dans les années 2 et 3 représente entre 0 et 60 % de la quantité disponible lors de son application. Les arrières effets sont plus importants pour les matières à minéralisation lente (Knoden *et al.*, 2007; Bouthier *et al.*, 2009). Les conditions climatiques modulent fortement la vitesse de minéralisation. En Haute-Belgique, le climat froid entraîne un ralentissement de l'activité biologique.

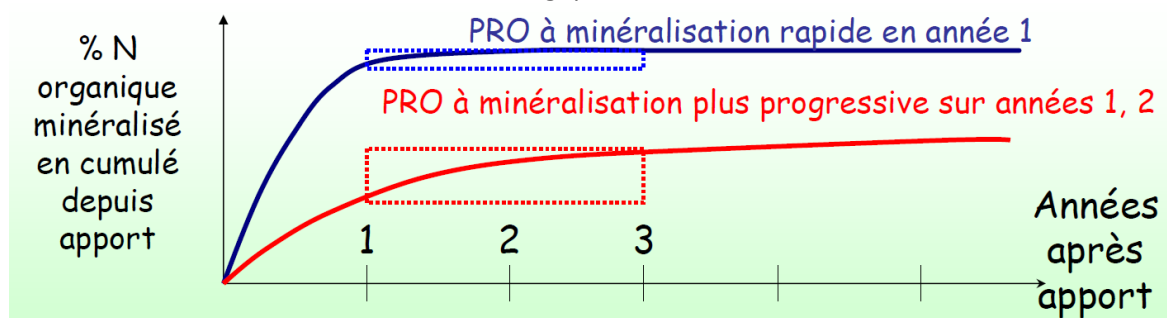


Figure 16. Vitesse de minéralisation en fonction des années après apport tiré de (Bouthier *et al.*, 2009). L'arrière effet est proportionnel à la pente de la droite dans l'encadré.

Les arrières effets des matières résiduelles étant encore peu documentés, l'information provient essentiellement de l'utilisation des engrais de ferme. Après un apport répété de matières organiques, la fourniture du sol à la plante augmente fortement.

Le Tableau 31 reprend les coefficients d'efficacité de la fiche fertilisation élaborée par Nitrawal (Vandenberghe *et al.*, 2008b). Ces valeurs sont jugées pertinentes pour des doses respectant le PGDA (230 kg/ha), des valeurs plus élevées peuvent être observées quand les apports sont réduits. Ces valeurs sont issues de la synthèse d'essais réalisés par différents organismes en Belgique. Elles distinguent trois types d'engrais de ferme :

- catégorie A : fumier ;
- catégorie B : lisier de bovins, fumier de porcs, fumier de volailles ;
- catégorie C : lisier de porcs, purin, fientes de volailles.

L'effet amendant diminue de A à C et la rapidité d'action augmente de A à C. Les matières étudiées dans ce travail peuvent être facilement assimilées à des engrais de ferme au niveau de la cinétique de l'azote et de la biodisponibilité. Les apports de printemps sont jugés plus efficaces. Le maïs valorise bien les apports de printemps.

Tableau 31. Coefficients d'efficacité de l'azote lors d'un apport occasionnel (Vandenberghe *et al.*, 2008a).

Types d'engrais de ferme	Céréales		Maïs		Prairies	
	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps
A	0.15	0.15	0.20	0.30	0.20	0.23
B	0.20	0.30	0.30	0.45	0.35	0.40
C	0.20	0.40	0.30	0.60	0.35	0.45

Les arrières effets azotés suite à un arrêt de la fertilisation sont présentés au Tableau 32. Après quatre années sans apports, les fournitures d'azote sont jugées négligeables. Les matières stables ont des arrières effets plus importants. Le coefficient de proportionnalité entre les arrières effets annuels et bisannuels est de deux. Plus l'arrière effet est estimé sur une longue période, plus l'incertitude sur cette valeur est grande suite au manque d'essais de longue durée. Les arrières effets sont estimés égaux selon la période d'épandage.

Tableau 32. Coefficients d'équivalence de l'azote de l'arrière effet (Soltner, 1996).

Coefficients d'équivalence de l'azote de l'arrière effet pour des apports de matières organiques annuels						
Type d'engrais de ferme	Céréales		Maïs		Prairies	
	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps
A	0.35	0.35	0.5	0.5	0.6	0.6
B	0.2	0.2	0.32	0.32	0.4	0.4
C	0.13	0.13	0.2	0.20	0.25	0.25
	Arrière effet pour des apports tous les deux ans					
	Céréales		Maïs		Prairies	
	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps
A	0.18	0.18	0.25	0.25	0.3	0.3
B	0.1	0.1	0.16	0.16	0.2	0.2
C	0.07	0.07	0.1	0.1	0.13	0.13
	Arrière effet pour des apports tous les trois ans					
	Céréales		Maïs		Prairies	
	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps
A	0.12	0.12	0.17	0.17	0.2	0.20
B	0.07	0.07	0.11	0.11	0.13	0.13
C	0.04	0.04	0.07	0.07	0.08	0.08

Pour connaître, le coefficient d'équivalence lors d'apports réguliers selon cette méthode, il suffit d'additionner l'arrière effet avec la fourniture azotée lors de l'année de l'épandage. L'apport de matière de manière annuelle peut augmenter largement l'efficacité de l'azote. Elle passe de 0,23 de manière occasionnelle pour un fumier sur prairie à 0,83 pour un apport annuel. Il convient de rappeler que l'arrière effet de l'application de matières organiques sur le sol ne se résume pas uniquement à la fourniture azotée. L'étude de la fertilisation à long terme des matières organiques exogènes permettrait de définir comment prendre en compte l'arrière effet dans le calcul de fertilisation.

L'essai GUMIKO réalisé par Agra-Ost comparait l'efficacité de différentes matières organiques avec l'azote minéral sur la période de 1993 à 2001 en prairie permanente (Figure 17, Figure 18). Les boues et les fientes de poules ont été employées à partir de 1996. L'année 2001 correspond à une année sans fertilisation. Quatre coupes d'herbes ont été réalisées. Pour l'année 2001, les traitements avec apport d'azote minéral ont des valeurs de rendement inférieures aux matières organiques. Les matières à action lente (litières biomâtrisées, fumiers, composts) ont obtenu les rendements les plus importants.

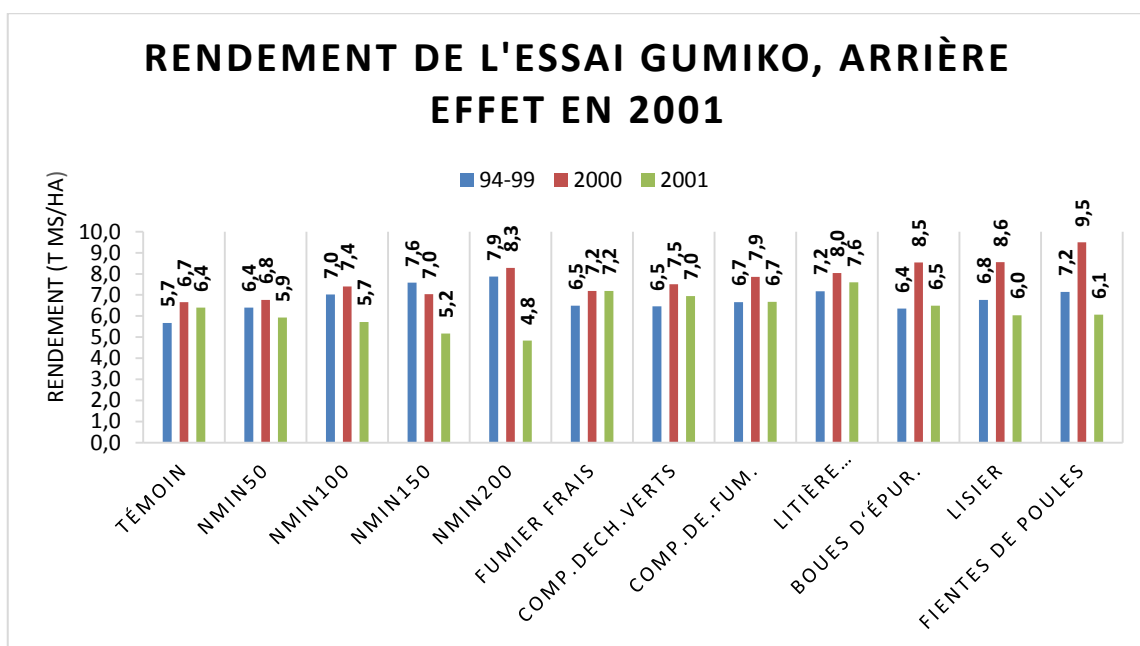


Figure 17. Rendement de l'Essai GUMIKO de 1994 à 2001.

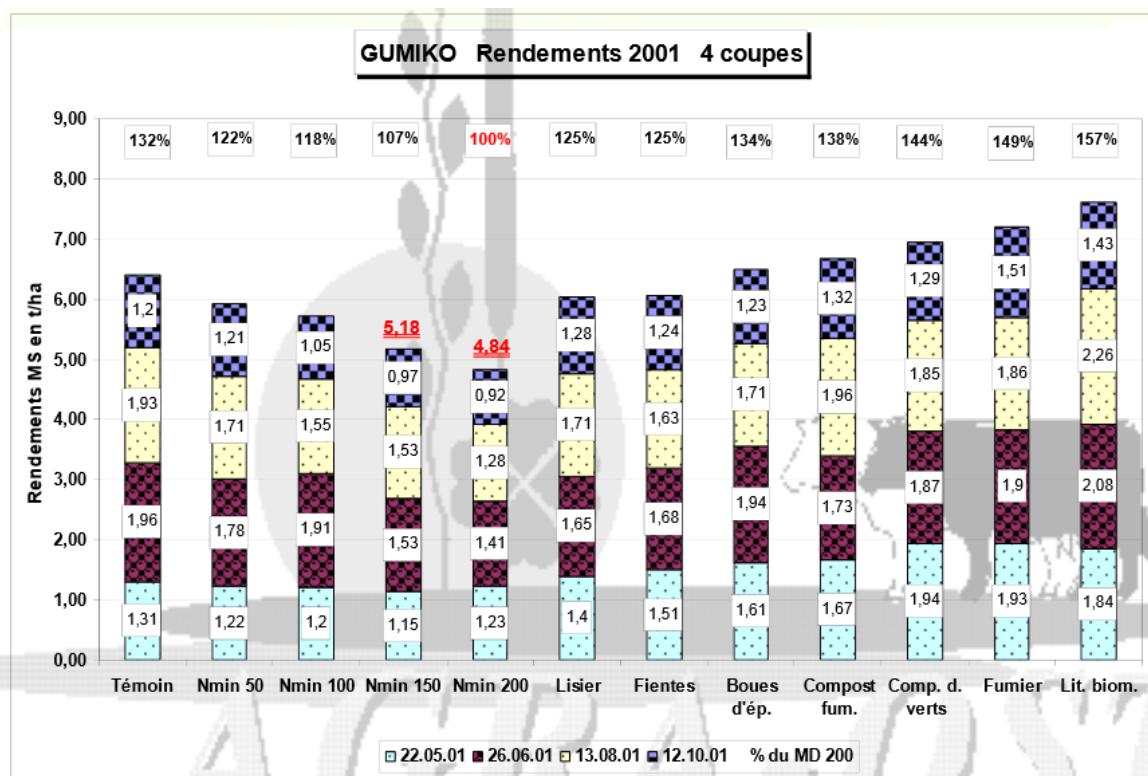


Figure 18. Arrière effet par coupe.

L'étude de (Knoden *et al.*, 2007) compare l'effet résiduel d'engrais de ferme à une fertilisation azotée minérale après 7 ans de fertilisation sur une prairie permanente. Toutes les matières organiques ont obtenu des résultats supérieurs au témoin sauf pour le lisier et les fientes où l'effet est moins marqué. Les matières à action rapide (lisier, fiente et boues d'épuration) ont donné des rendements inférieurs aux matières à action lente (composts, fumier et litière

biomaîtrisée). Le fumier présente un rendement en matière sèche 1,13 fois supérieur au témoin sans apport de matière fertilisante.

2. CLASSIFICATION NUMÉRIQUE SUR LE CARACTÈRE FERTILISANT DES MATIÈRES ORGANIQUES

2.1. Introduction

La classification numérique est un outil d'analyses statistiques multivariées. Il permet de classer des objets, des types de matières organiques, selon leurs similarités. Cette procédure a pour but de réunir des matières selon un nombre de groupes réduits ayant des compositions et des comportements fertilisants similaires. Cette classification sera un support pour établir l'organigramme décisionnel des matières.

2.2. Matériels et méthodes

Vingt-sept types de matières dont les engrais de ferme ont été retenus pour cette analyse. Cette classification se fait sur base de moyennes d'analyses pour les principaux paramètres chimiques et physico-chimiques classiques. Les types de matières repris pour la classification numérique sont présentés à la Figure 19. Les boues industrielles sont surreprésentées. Les engrais de ferme, matières majoritairement épandues sur les sols agricoles wallons, ont des valeurs fertilisantes et des comportements de minéralisations les mieux documentés. Ils sont présents à titre de référence.

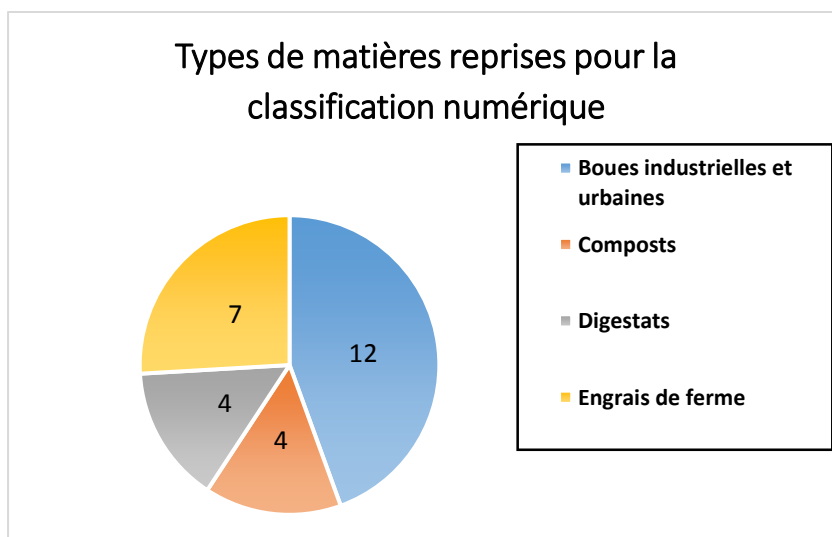


Figure 19. Proportion des différents types de matières pour la classification numérique.

Initialement 15 variables ont été retenues. Elles sont présentées dans le Tableau 33 avec leur abréviation entre parenthèses. Les différents critères sont expliqués plus en détail au point 2 du livrable 2. Les éléments majeurs (N, P, K) ont été repris sous deux formes différentes. Les teneurs sur la masse sèche permettent la comparaison des types de matières. Les teneurs sur masse brute sont utiles à l'agriculteur, car elles sont directement proportionnelles à la quantité à épandre. Dans les 15 variables initiales, 7 sont liées aux nutriments majeurs ($2 \times \text{N}$, P, K) et NH_4^+). Le C/N et le critère de rapidité influencent la minéralisation des matières organiques. Quatre paramètres (pH, VN, CaO, MgO) sont liés aux statuts acido-basiques.

Les données employées proviennent principalement de la DPS, pour l'année 2008 pour les composts, les boues urbaines et industrielles et 2010 pour les digestats. Les données sur les engrais de ferme ont pour origine le projet CONTASOL et Agra-Ost (2010).

Tableau 33. Description des variables utilisées dans la classification numérique.

Variable	Implication	Unité
pH	Statut acido-basique	-
Valeur neutralisante (VN)	Statut acido-basique	kg CaO/100kg
Pourcentage de matière sèche (MS)	Dispositif et quantité à épandre	%
Pourcentage de matières organiques (MO)	Quantité de carbone totale apportée	1.72* % C sur M.B
Azote sur la masse brute (Ntotal)	Élément majeur	% sur M.B.
Azote sur la masse de matière sèche (Nsec)	Élément majeur	% sur M.S.
Azote sous forme d'ammonium (NH_4^+)	Une des formes minérales de l'azote	% sur M.B.
Phosphore sur la masse brute (P_2O_5)	Élément majeur	% sur M.B.
Phosphore sur la masse de matière sèche ($\text{P}_2\text{O}_5\text{sec}$)	Élément majeur	% sur M.S.
Potassium sur la masse brute (K_2O)	Élément majeur	% sur M.B.
Potassium sur la masse de matière sèche (K_2Osec)	Élément majeur	% sur M.S.
Pourcentage de CaO sur la matière brute (CaO)	Élément majeur + bases du sol	% sur M.B.
Pourcentage MgO sur la matière brute (MgO)	Élément majeur + bases du sol	% sur M.B.
Rapport C/N (C/N)	Indicateur grossier de la vitesse de minéralisation	-
Critère de rapidité (Cri_Rap)	Indicateur de la vitesse de minéralisation	Valeur binaire : lent (0) ou rapide (1)

Le critère de rapidité est calculé selon la valeur de deux rapports en suivant l'organigramme présenté à la Figure 20 (cfr. le point 2.5.1 du livrable 2 sur les anciennes classifications des matières organiques). Ce critère a l'avantage d'être calculable sur l'ensemble de la base de données. Une valeur de 1 correspond à une action rapide et une valeur de 0 à une action lente.

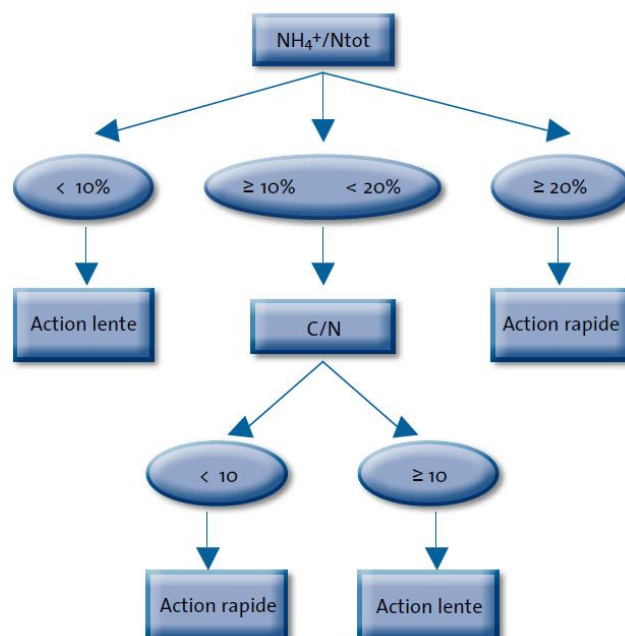


Figure 20. Classification des matières organiques en fonction de leur dynamique d'action (Destain, 2012).

2.2.1. Méthodologie

Le jeu de données est issu de moyennes d'analyses. Les données relatives aux concentrations ont tendance à avoir une asymétrie positive avec un moment d'ordre 3 positif et la médiane < moyenne. Les données nécessitent d'être transformées afin que la moyenne devienne un bon descripteur synthétique des valeurs mesurées.

La transformation utilisée est appelée la transformation Box-Cox. Elle a pour objectif de rapprocher le plus possible une distribution non-normale(y) à une distribution normale. L'algorithme cherche à minimiser cette différence en utilisant le test statistique de Kolmogorov-Smirnov.

$$\text{Si } \alpha = 0 \text{ alors } z = \log(y), \text{ sinon} \quad (\text{Equation 1})$$

$$z = \frac{1}{\alpha} * y^{(\alpha-1)}$$

avec :

- y, vecteur initial des données ;
- z, vecteur des données transformées proche d'une distribution normale ;
- α , coefficient de la transformation Box-Cox.

La classification numérique et l'analyse sur composante principale (ACP) s'effectuent sur des données normalisées à l'aide du logiciel minitab 16®. Les différentes variables possèdent des ordres de grandeurs différents, la normalisation permet de donner une pondération équivalente à l'ensemble des variables.

La finalité du regroupement de la classification numérique est un peu subjective. Pour cette raison, il est nécessaire d'étudier la robustesse de cette procédure. La classification numérique emploie différentes méthodes de liaison (Ward, simple, moyen, etc.) et de distance. Le critère d'arrêt du regroupement dépend du choix du statisticien. La description du type de liaison se trouve à l'annexe 1. Plusieurs techniques vont être employées pour vérifier la stabilité des groupes et mettre en évidence les matières difficiles à classer.

2.3. Résultats

2.3.1. Statistiques descriptives du jeu de données

En premier lieu, des descripteurs statistiques classiques sont calculés (Tableau 34) pour donner un aperçu des valeurs moyennes et de leurs variations. La variabilité pour chacun de ces paramètres est grande à l'exception du pH.

Tableau 34. Statistiques élémentaires de l'ensemble des paramètres.

Variable	Moyenne	Ecart-type	Coefficient de variation (%)
pH	8.64	1.25	14.4
VN	5.65	8.02	141.9
MS	29.95	21.55	71.9
MO	12.9	10.1	78.3
Ntotal	0.69	0.58	83.6
Nsec	3.77	2.53	66.9
NH ₄ ⁺	0.15	0.25	169.2
P ₂ O ₅	0.40	0.30	77.0
P ₂ O ₅ sec	1.97	1.51	76.4
K ₂ O	0.49	0.53	107.3
K ₂ Osec	2.74	3.74	136.6
MgO	0.47	0.74	156.7
CaO	4.52	7.25	160.4
C/N	14	12.6	89.7
crit_rap	0.48	0.44	91.3

2.3.2. Liaison entre les variables

La matrice de corrélation (Tableau 35) indique l'intensité de la liaison linéaire entre les variables.

Tableau 35. Matrice de corrélation des variables. En jaune, les corrélations comprises en valeurs absolues entre 0,4 et 0,6. En vert, les corrélations supérieures en valeurs absolues à 0,6.

	pH	VN	MS	MO	N _{total}	N _{sec}	NH ₄ ⁺	P ₂ O ₅	P ₂ O ₅ sec	K ₂ O	K ₂ O _{sec}	MgO	CaO	C/N	crit _{rap}
pH	1														
VN	0.31	1													
MS	-0.06	0.59	1												
MO	-0.20	-0.17	0.62	1											
N _{total}	-0.19	-0.31	0.32	0.84	1										
N _{sec}	-0.21	-0.58	-0.74	-0.27	0.15	1									
NH ₄ ⁺	-0.36	-0.25	-0.02	0.14	0.35	0.31	1								
P ₂ O ₅	0.13	-0.15	0.28	0.65	0.86	0.04	0.27	1							
P ₂ O ₅ sec	0.35	-0.35	-0.55	-0.23	0.13	0.60	0.14	0.38	1						
K ₂ O	-0.05	-0.34	0.16	0.60	0.70	0.15	0.36	0.60	0.40	1					
K ₂ O _{sec}	0.11	-0.35	-0.42	-0.18	0.02	0.53	0.17	0.03	0.70	0.60	1				
MgO	0.43	0.44	0.32	0.15	0.00	-0.34	-0.10	0.21	-0.07	-0.16	-0.27	1			
CaO	0.27	0.99	0.56	-0.21	-0.33	-0.56	-0.23	-0.19	-0.35	-0.33	-0.31	0.35	1		
C/N	0.07	0.87	0.65	-0.01	-0.29	-0.64	-0.27	-0.26	-0.51	-0.28	-0.38	0.37	0.86	1	
crit _{rap}	-0.50	-0.49	-0.55	-0.27	-0.04	0.61	0.53	-0.23	0.11	-0.02	0.22	-0.42	-0.44	-0.44	1

Les variables présentent des liaisons assez fortes. La valeur neutralisante se calcule notamment à partir des concentrations en calcium et magnésium, elle peut être également mesurée par titrage avec de l'HCl. La liaison est très importante avec le calcium. Une teneur élevée en MS implique souvent des concentrations sur matières brutes élevées. A l'inverse, une teneur en MS élevée implique en moyenne des teneurs en N, P, K faibles sur masse sèche. Pour rappel, un rapport C/N élevé indique une vitesse de minéralisation faible. Le critère de rapidité (0 pour lent, 1 pour rapide) est bien inversement proportionnel au rapport C/N. Les concentrations sur masse sèche sont corrélées positivement aux autres teneurs sur matières sèches. Certains paramètres comme le pH et les concentrations en NH₄⁺ et MgO sont plus indépendants.

2.3.3. Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales est employée comme une procédure exploratoire des données. Les trois premières composantes prennent en compte 74,1 % de la variabilité (Tableau 36). Sur le premier plan factoriel (Figure 21), la première composante est corrélée positivement avec le critère de rapidité et négativement avec le critère C/N. Cette composante peut être assimilée à l'axe de vitesse des matières organiques et de richesse en N, P, K sur la masse sèche. La seconde composante peut être interprétée comme l'axe de richesse en matières organiques et N, P, K sur la masse brute. La troisième composante est notamment corrélée positivement avec le pH et le phosphore.

Tableau 36. Corrélations entre les variables initiales et les composantes principales (Z1, Z2, Z3). Les valeurs entre parenthèses correspondent à la proportion de variance expliquée.

Variable	Z1 (36.1 %)	Z2 (23.6 %)	Z3 (14.3 %)
pH	-0.114	-0.02	0.573
VN	-0.38	-0.015	0.119
M.S.	-0.288	0.344	-0.138
M.O.	0.007	0.492	-0.153
Ntotal	0.151	0.471	-0.054
Nsec	0.35	-0.14	0.053
NH ₄ ⁺	0.189	0.131	-0.209
P ₂ O ₅	0.105	0.44	0.189
P ₂ O ₅ sec	0.264	-0.017	0.481
K ₂ O	0.202	0.366	0.138
K ₂ Osec	0.257	-0.044	0.326
MgO	-0.206	0.117	0.253
CaO	-0.368	-0.038	0.1
C/N	-0.377	0.007	-0.038
crit_rap	0.266	-0.191	-0.313

A l'aide de formes, les variables ou les matières se distinguant ont été mises en évidence (Figures 15 à 18).

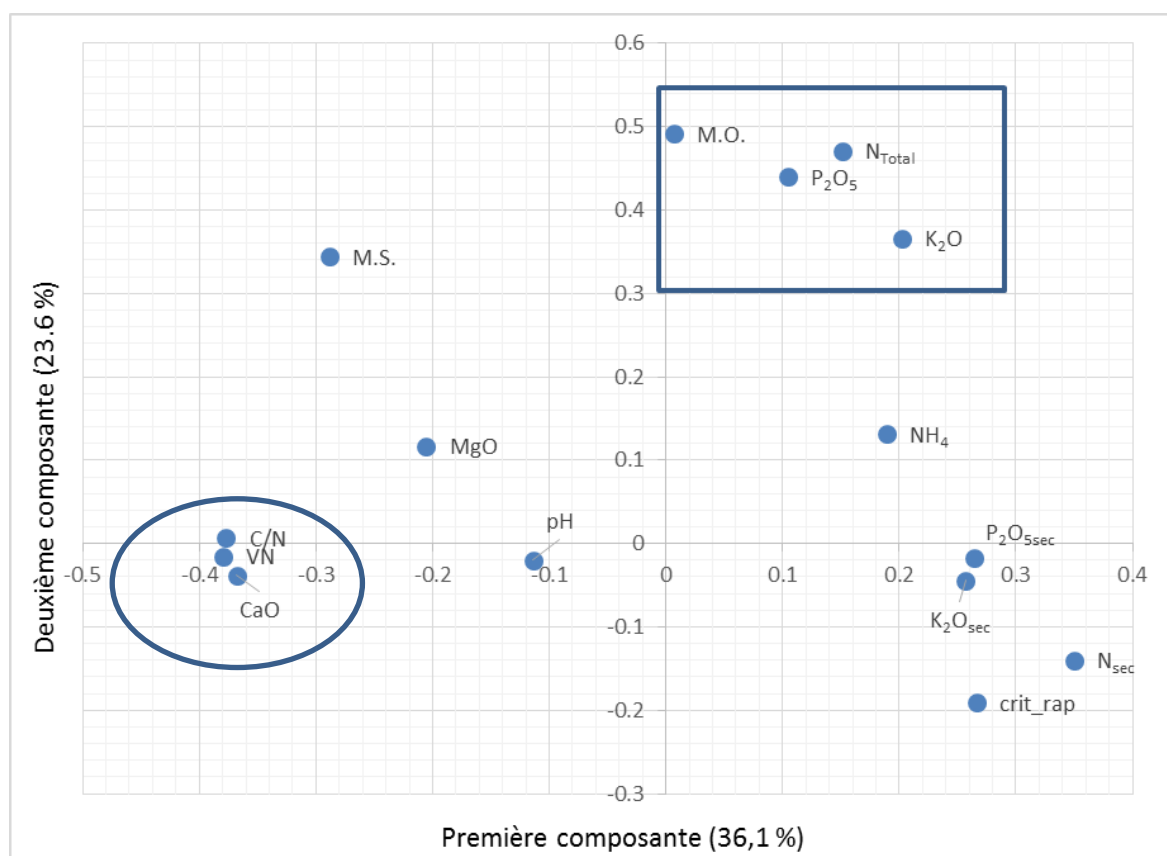


Figure 21. Variables initiales dans le premier plan factoriel (Z1, Z2).

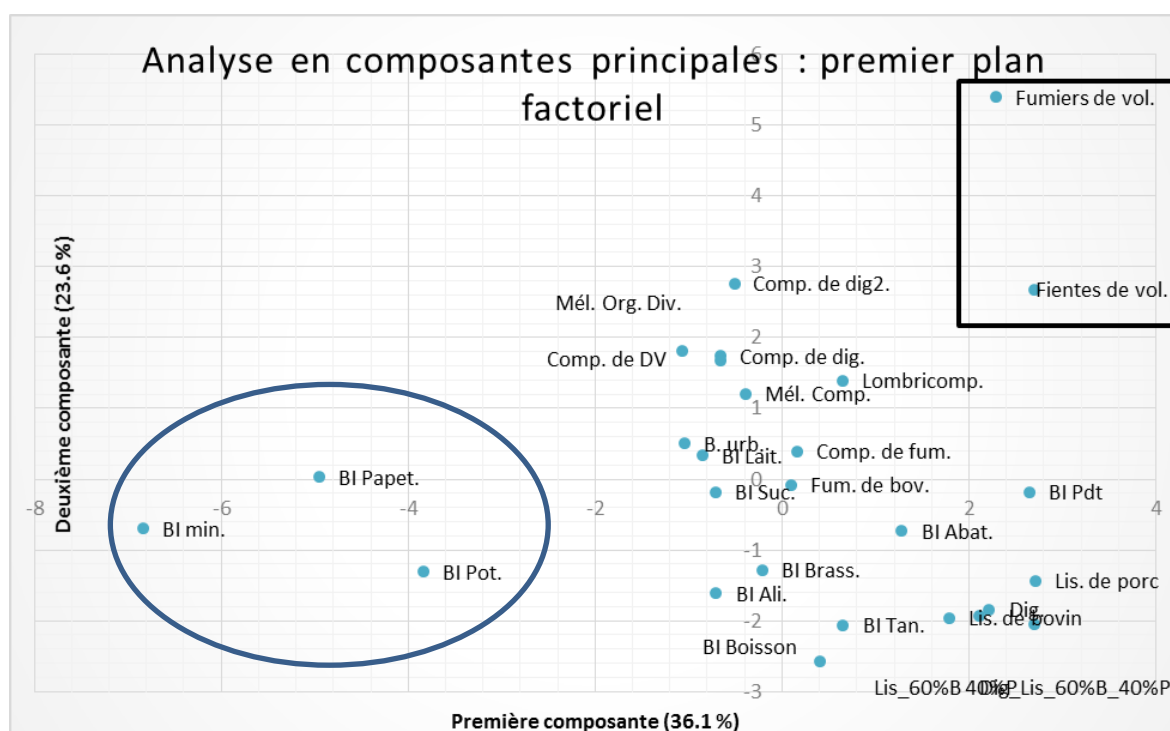


Figure 22. Analyse en composantes principales : premier plan factoriel (Z1, Z2).

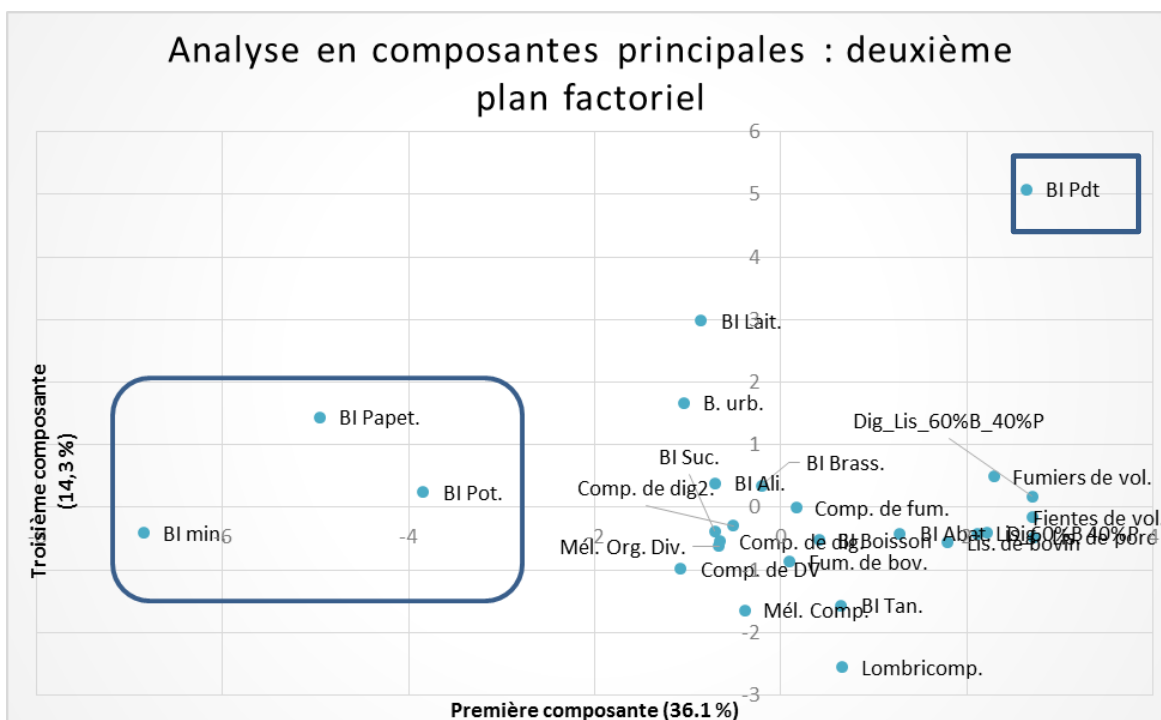


Figure 23. Analyse en composantes principales : deuxième plan factoriel (Z1, Z3).

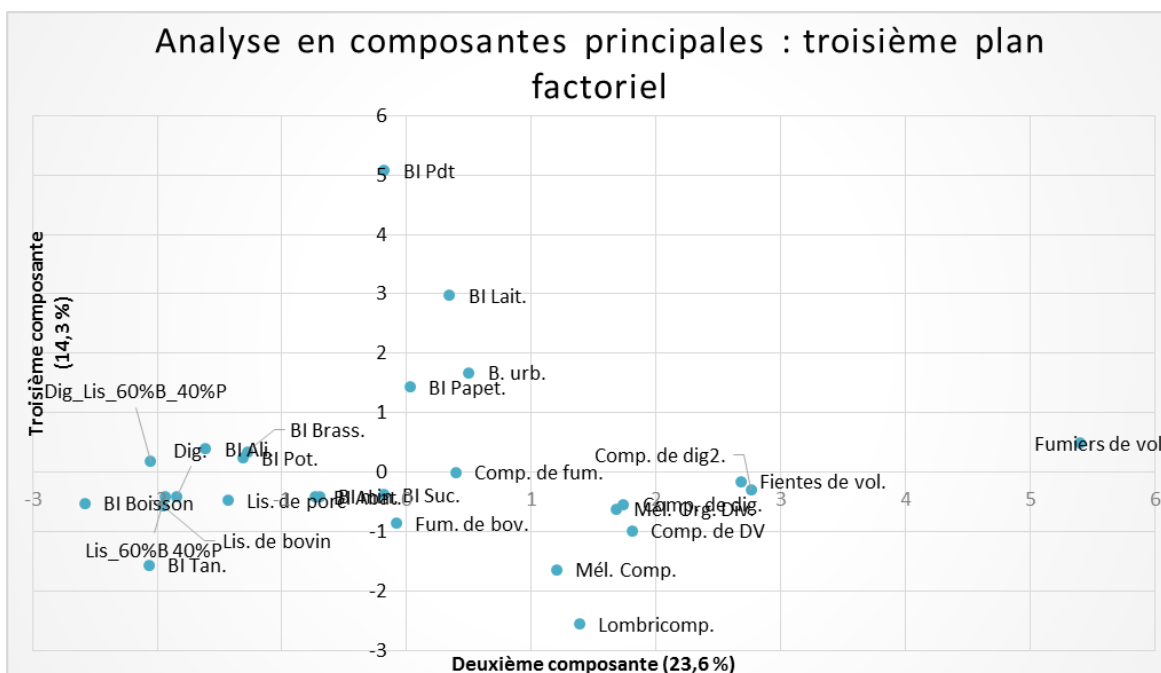


Figure 24. Analyse en composantes principales : troisième plan factoriel (Z2, Z3).

L'examen visuel des plans factoriels montre que les matières sont assez variées. Les composts non agricoles se retrouvent souvent au niveau de même zone. Les lisiers et les digestats effectuent également un tir groupé pour le premier plan factoriel. Les boues industrielles de potabilisation, d'origine minière et de papeterie possèdent une valeur très négative pour la première composante, ceci est à mettre en relation avec leurs richesses en calcium et leurs pauvretés en éléments biogéniques. Les fientes et fumiers de volailles ont des valeurs positives

pour les deux premières composantes, cela s'explique notamment par leurs richesses en éléments nutritifs N, P, K tant sur la masse brute que sur la masse sèche. Les boues industrielles du secteur de la pomme de terre sont caractérisées par une valeur élevée de la 3^{ème} composante indiquant leurs richesses en P, K.

2.3.4. Classification numérique

L'évolution de la similarité est peu sensible aux nombres de variables retenues (Figure 25). Cette similarité atteint un plateau au niveau 6-7 groupes. Pour la suite de cette classification, 6 groupes ont été retenus. Pour rappel, cette classification a pour but de réunir des matières selon un nombre de groupes réduits ayant des compositions et des comportements fertilisants similaires.

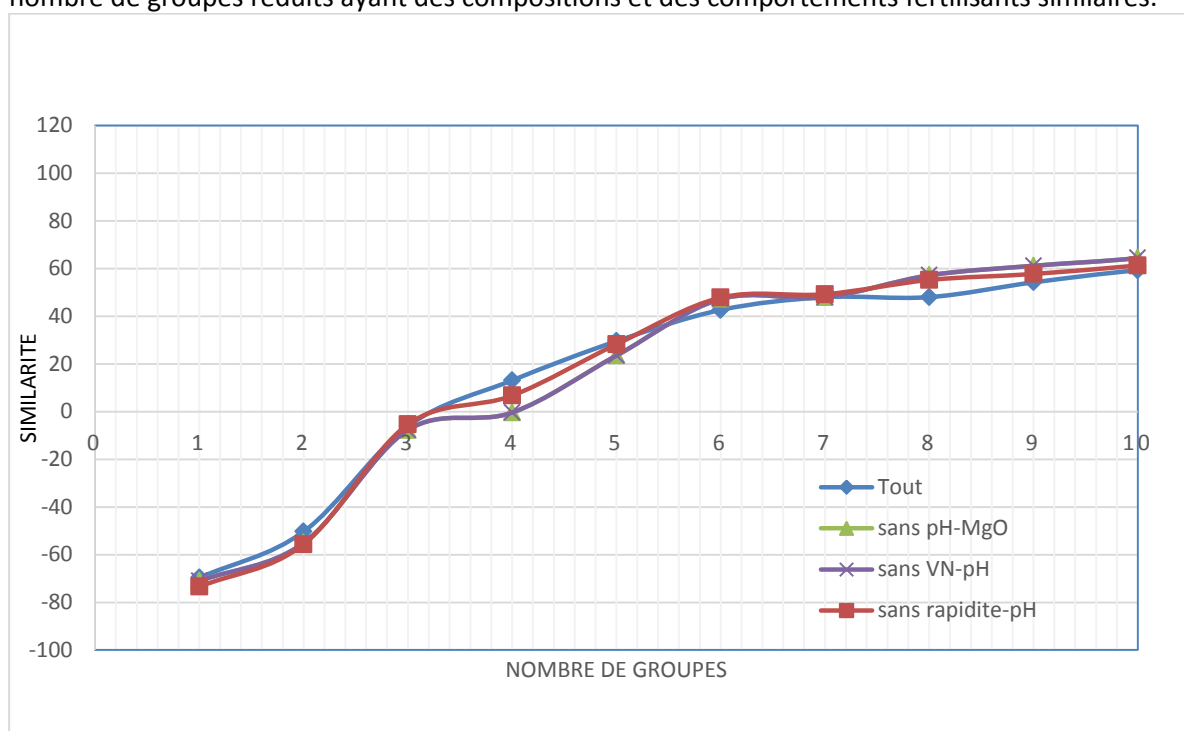


Figure 25. Evolution de la similarité en fonction du nombre de groupes et des variables retenues.

Le retrait du pH augmente cette similarité. Il a donc été retiré des paramètres.

En fonction du type de liaison et de la mesure de distance, les groupes changent (Tableau 37). Les liaisons simples et les liaisons médianes ont été rejetées car elles ont tendance à créer un groupe A avec un nombre trop important de matières : 21/27 pour la liaison simple et 22/27 pour la liaison médiane avec une distance euclidienne. Les boues industrielles de pommes de terre sont différentes du reste des matières, elles sont systématiquement placées seules dans un groupe. Les classifications numériques selon la liaison de Ward donnent des résultats très similaires. Les fumiers de bovin, composts de fumier et lombricompost ne sont pas facilement classifiables, ils ont tendance à changer de groupe.

Tableau 37. Résultats de la classification en fonction du type de liaison et de la mesure de distance. Entre parenthèses figure le nombre d'échantillon pour chacune des matières. L. pour liaison et D. pour distance. BI est l'abréviation pour boues de stations d'épuration d'origine industrielle.

Types de matière	L. Ward D. Eucl.	L. Ward D. Eucl. quadra.	L. Ward D. Manhattan	L.Simple D.Eucl.	L. médiane D. Eucl.
BI Abattoirs (11)	A	A	A	A	A
BI Alimentaire (16)	A	A	A	A	A
BI Sucre (12)	A	A	A	A	A
BI Laiteries (8)	A	A	A	A	C
BI Boisson (1)	A	A	A	A	A
BI Brasserie (17)	A	A	A	A	A
BI Tannerie (4)	A	A	A	A	A
Boues urbaines (113)	A	A	A	A	A
BI Pomme de Terre (9)	B	B	B	B	B
BI Papeterie (22)	C	C	C	C	D
BI Potabilisation (12)	C	C	C	A	E
BI Minière (9)	C	C	C	D	F
Digestats (88)	D	D	D	A	A
Lisiers de bovin (24)	D	D	D	A	A
Lisiers de porc (3)	D	D	D	A	A
Lisiers_60%Bov_40%Porc (20)	D	D	D	A	A
Digestats_Lisier_60%Bov_40%Porc (19)	D	D	D	A	A
Composts de digestat (7)	E	E	E	A	A
Composts de digestat_2 (7)	E	E	E	A	A
Mélanges Compostés (36)	E	E	E	A	A
Composts de déchets verts (44)	E	E	E	A	A
Mélanges Organiques Divers (30)	E	E	E	A	A
Composts de fumier (3)	E	A	E	A	A
Fumiers de bovin (31)	E	A	E	A	A
Lombricompost (1)	F	E	E	E	A
Fientes de volaille (2)	F	F	F	F	A
Fumiers de volaille (2)	F	F	F	F	A

La liaison de Ward avec la mesure de distance de Manhattan a été retenue donnant des groupes intéressants et une similarité moyenne élevée. Les résultats de classification numérique sont fréquemment représentés sous la forme d'un dendrogramme (Figure 26). Ce graphe schématise les fusions successives et les similarités entre les matières. Certaines matières sont très proches comme les boues de boisson et de tanneries. Il ne faut pas oublier qu'un dendrogramme doit être

vu comme un mobile pour enfant. Des rotations de 180° peuvent être effectuées au niveau des branchements sans modifier l'information qu'il donne. Par exemple, le groupe bleu (C) n'est pas plus similaire que le groupe violet (F) du groupe orange (D) même s'il est positionné à côté de ce dernier.

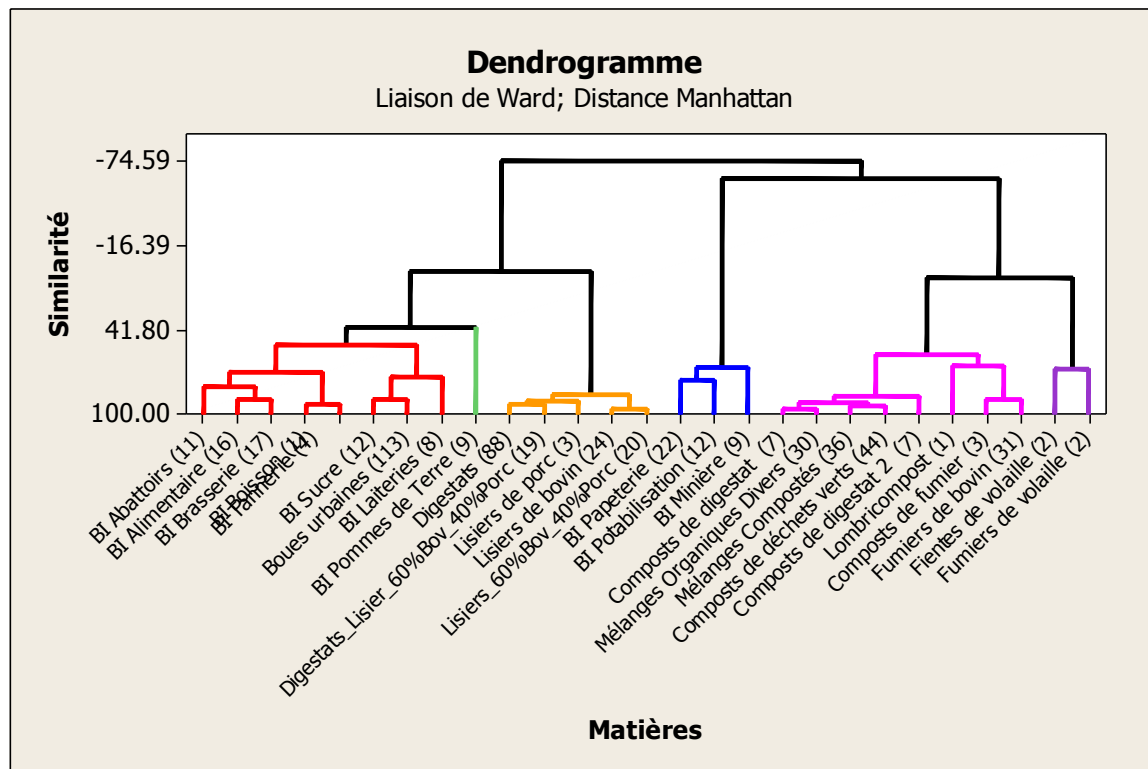


Figure 26. Dendrogramme en utilisant la distance de Manhattan et la liaison de Ward.

Une séparation en 7 groupes au lieu de 6 provoque la division du groupe A : les boues d'abattoirs, alimentaires, de brasseries, de boissons et de tanneries dans un groupe et les boues liées à l'industrie sucrière, les boues urbaines et de laiteries dans un autre. Une classification en 5 classes agrandit le groupe A d'une unité avec les boues industrielles provenant du secteur de la pomme de terre.

Afin d'évaluer la qualité des regroupements et pouvoir les interpréter, le Tableau 38 présente les valeurs moyennes et les écarts-types des groupes pour les différentes variables. Des tendances claires de compositions et de comportements sont à distinguer entre les classes retenues. La grande variabilité des matières entraînent néanmoins des recouvrements des intervalles de confiance de la moyenne pour certains paramètres et certaines classes.

Tableau 38. Valeurs moyennes et écarts-types des différents groupes.

Classe	A		B	C		D		E		F	
Nb de mat./grp.	8		1	3		5		8		2	
	Moy.	Ecart-type	Moy.	Moy.	Ecart-type	Moy.	Ecart-type	Moy.	Ecart-type	Moy.	Ecart-type
pH	9.2	1.49	11.5	9.6	1.33	7.9	0.3	8	0.37	8.3	0.42
VN	4.9	3.7	3.4	25.8	8.08	0.3	0.06	2.9	1.43	3.4	1.72
M.S.	18.2	11.04	10.5	57.9	18.02	6.1	1.14	46.4	14.22	38.1	12.03
M.O.	7.2	3.2	4.5	7.3	5.78	4.4	1.12	23	5.3	29.3	13.63
Ntotal	0.47	0.27	0.35	0.1	0.08	0.47	0.13	0.93	0.29	2.25	0.62
Nsec	3.67	1.13	4.52	0.23	0.18	7.72	1.42	2.12	0.48	5.89	0.35
NH ₄ ⁺	0.039	0.02	0.037	0.004	0	0.242	0.1	0.155	0.34	0.574	0.39
P ₂ O ₅	0.41	0.28	0.51	0.12	0.07	0.16	0.05	0.42	0.14	1.16	0.1
P ₂ O ₅ sec	2.31	1.12	7	0.22	0.15	2.57	0.44	0.96	0.31	3.23	0.61
K ₂ O	0.07	0.05	1.81	0.02	0.01	0.37	0.05	0.72	0.12	1.57	0.62
K ₂ O sec	0.36	0.22	17.13	0.04	0.04	6.26	1.7	1.79	0.85	4.07	0.33
MgO	0.49	0.86	0.13	1.38	1.63	0.09	0.03	0.35	0.12	0.53	0.08
CaO	3.73	2.71	3.14	22.72	8.53	0.21	0.04	1.75	0.76	2.62	1.83
C/N	10.6	5	5.6	41.8	21.3	5.4	1.2	14.9	2.5	7.1	1.47
crit_rap	0.48	0.4	0.13	0.06	0.11	1	0	0.3	0.45	0.75	0.35

2.3.5. Analyse en composantes principales sur les groupes

Les trois premières composantes prennent en compte 93,1 % de la variabilité (Tableau 39). La première composante est corrélée positivement avec le critère de rapidité et négativement avec le critère C/N. Cette composante peut être assimilée à l'axe de vitesse de la matière organique et de richesse en N, P, K. La seconde composante peut être interprétée comme un axe de pauvreté en matière organique et N sur masse brute. La troisième composante est notamment corrélée positivement avec le pH, le phosphore et le potassium. L'examen des figures 21, 22 et 23 montre des groupes distants les uns des autres. Le groupe C (boues industrielles papeterie, minière et de potabilisation) étant encore plus éloigné des autres à cause de sa pauvreté en éléments nutritifs et ses propriétés neutralisantes. Le groupe se distingue par sa valeur très positive au niveau de la deuxième composante, lié à son contenu en potassium et phosphore sur la masse sèche.

Tableau 39. Corrélations entre les variables initiales et les composantes principales (Z1, Z2, Z3). Le nombre entre parenthèses correspond à la proportion de variance expliquée.

Variable	Z1 (48.6 %)	Z2 (27.4 %)	Z3 (17 %)
pH	-0.05	0.377	0.373
VN	-0.343	-0.019	0.135
M.S.	-0.251	-0.299	0.223
M.O.	0.1	-0.419	0.231
Ntotal	0.205	-0.373	0.21
Nsec	0.323	0.02	-0.197
NH ₄ ⁺	0.227	-0.352	0.083
P ₂ O ₅	0.218	-0.247	0.362
P ₂ O ₅ sec	0.239	0.301	0.274
K ₂ O	0.246	0.045	0.451
K ₂ Osec	0.196	0.341	0.251
MgO	-0.325	-0.15	0.14
CaO	-0.339	-0.007	0.14
C/N	-0.358	-0.067	0.072
crit_rap	0.237	-0.177	-0.365

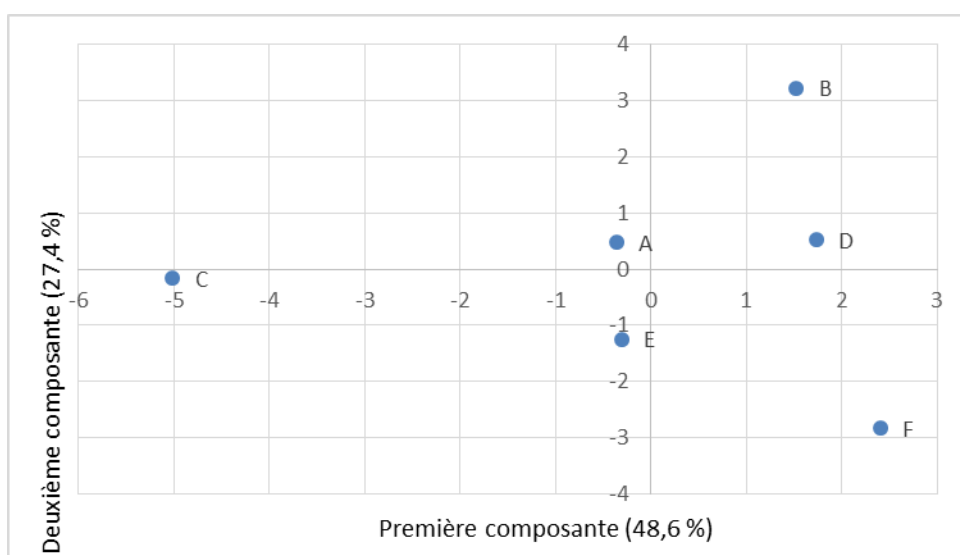


Figure 27 : Premier plan factoriel (Z1, Z2).

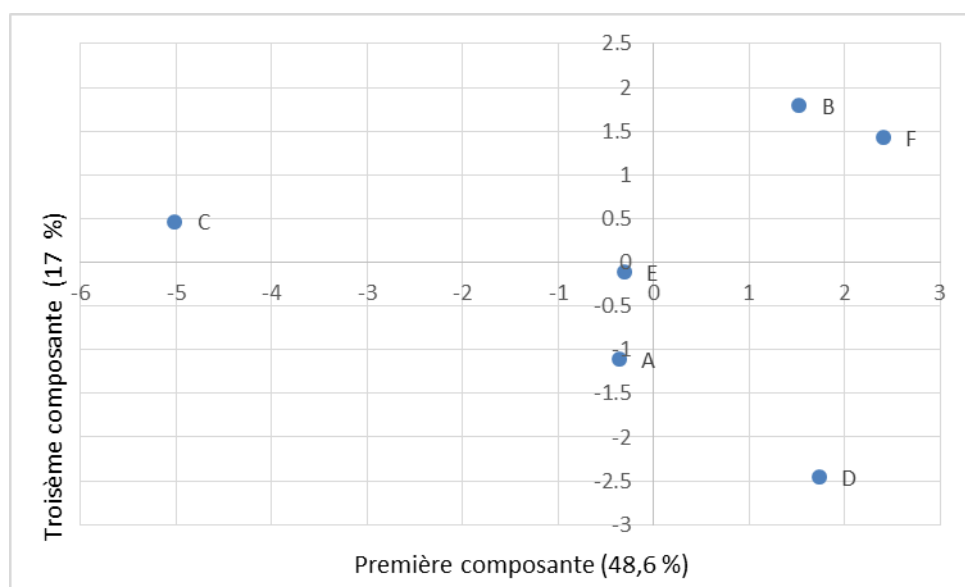


Figure 28 : Deuxième plan factoriel (Z1, Z3)

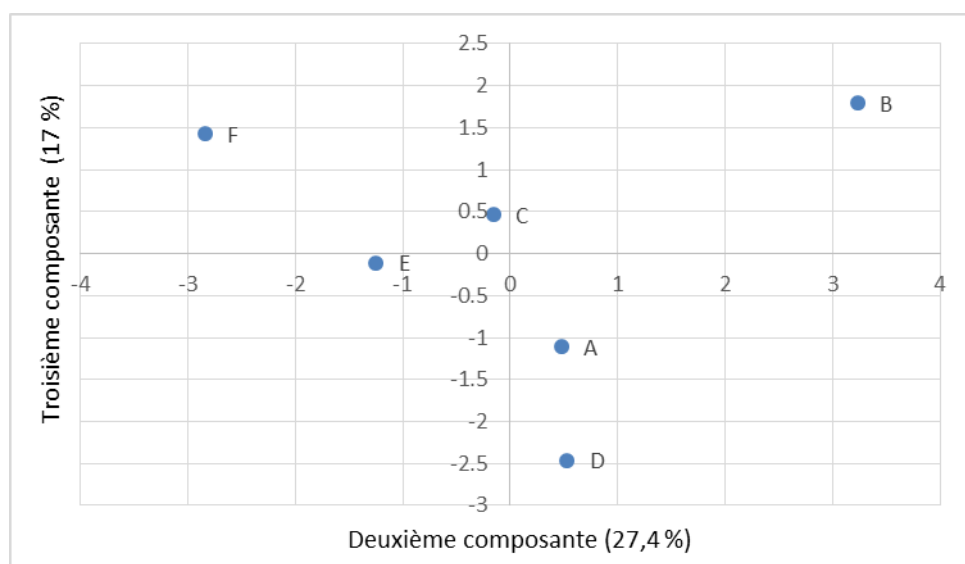


Figure 29 : Troisième plan factoriel (Z2, Z3).

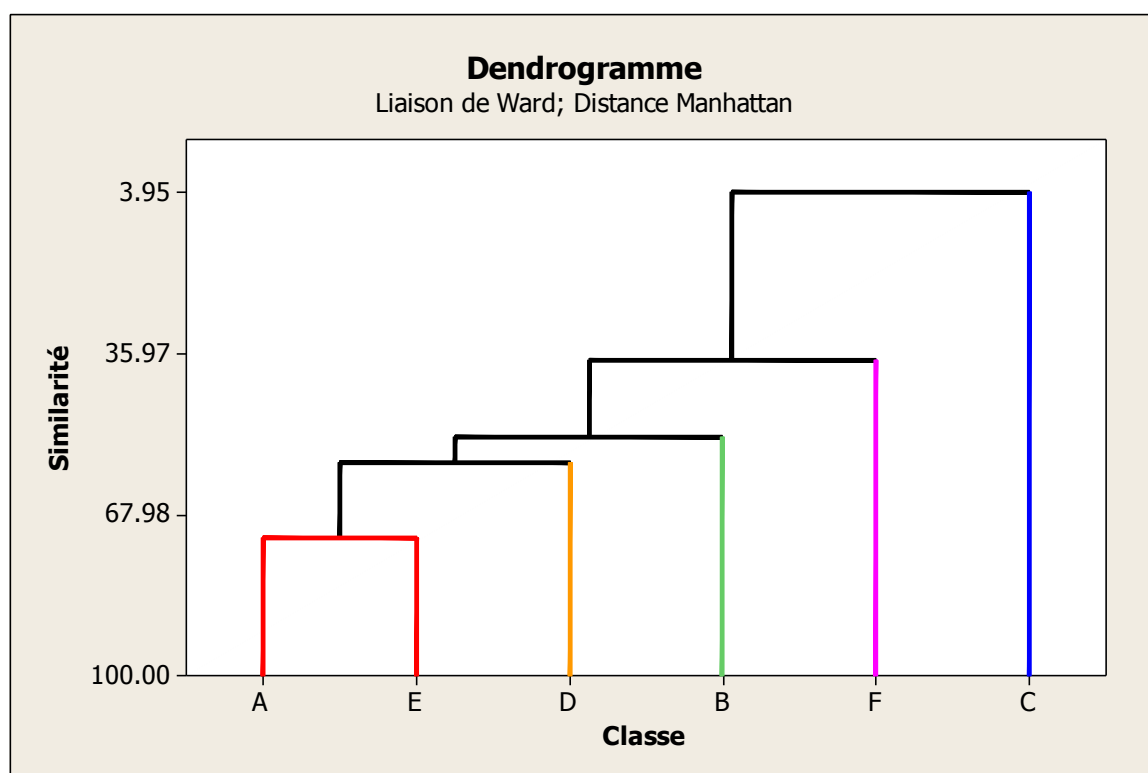


Figure 30. Similarités entre les classes.

Le second dendrogramme (Figure 30) montre la similarité entre les classes. Le groupe C a une composition très différente des autres groupes, il ne peut pas être directement comparé aux autres groupes. Les boues du groupe A et les matières amendantes du groupe E sont relativement proches.

2.4. Interprétations

Le Tableau 40 reprend les caractéristiques synthétiques et les intérêts agronomiques des différentes classes. Les boues des stations d'épuration ont des caractéristiques spécifiques et ne sont pas reprises avec d'autres matières. Des matières d'origine semblable comme les lisiers et digestats ont été regroupées dans le même groupe (D) et présentent de grandes similarités. Les composts d'origine exogène sont jugés similaires à des engrais de ferme de type fumier. Il est nécessaire de se rappeler que selon les méthodes de classification, les fumiers, composts de fumier et lombricomposts changent de groupes pour aller avec les boues du groupe A, où les teneurs en éléments fertilisants sont supérieures aux composts non agricoles et les teneurs en matières sèches plus faibles. Les engrais de ferme issus des élevages de volailles ont également des caractéristiques propres.

Tableau 40. Caractéristiques synthétiques et intérêts agronomiques des différentes classes.

NOM	Classification finale	Interprétation
BI Abattoirs (11)	A	Ces boues ont des caractéristiques moyennes. Ni rapide, ni lente, parfois liquide, parfois solide. Action neutralisante non nulle. Faible en K. Intérêt : valeurs agronomiques réelles en N et P ; comportement et composition intermédiaire entre un lisier et un compost non agricole.
BI Alimentaire (16)	A	
BI Sucre (12)	A	
BI Laiteries (8)	A	
BI Boisson (1)	A	
BI Brasserie (17)	A	
BI Tannerie (4)	A	
Boues urbaines (113)	A	
BI Pomme de terre (9)	B	Boues riches en phosphore et très riches en potassium. Intérêt : sol carencé en P, K et/ou culture exigeante en P, K.
BI Papeterie (22)	C	Boues très pauvres en nutriments. Action lente, C/N haut. Intérêt : pouvoir neutralisant intéressant → matière amendante correctrice d'acidité.
BI Potabilisation (12)	C	
BI Minière(9)	C	
Digestats (88)	D	Matière liquide à action rapide, riche en nutriments notamment azote. Intérêt : engrais de ferme azotée limitant les compléments minéraux.
Lisiers de bovin (24)	D	
Lisiers de porc (3)	D	
Lisiers_60%Bov_40%Porc (20)	D	
Digestats_Lisier_60%Bov_40%Porc (19)	D	
Composts de digestat (7)	E	Matière amendante et fertilisante solide contenant beaucoup de matières organiques. Comparativement aux autres groupes à l'exception du groupe C, elles sont moins riches en nutriments notamment en azote. Intérêt : amélioration possible des propriétés et du fonctionnement du sol.
Composts de digestat_2 (7)	E	
Mélanges Compostés (36)	E	
Composts de déchets verts (44)	E	
Mélanges Organiques Divers (30)	E	
Composts de fumier (3)	E	
Fumiers de bovin (31)	E	
Lombricompost (1)	E	
Fientes de volaille (2)	F	Matières fertilisantes solides, riches en matières organiques, riches en nutriments. Intérêt : engrais de ferme de grande valeur et à action immédiate.
Fumiers de volaille (2)	F	

2.5. Conclusions

La classification numérique permet de regrouper différents types de matières en six classes. Il a été possible de donner un intérêt agronomique spécifique à chacun de ces groupes. Si de nouvelles matières font leurs apparitions, il est possible d'agrandir la base de données et voir dans quelles classes ces nouvelles matières se positionnent.

3. CARACTERE FERTILISANT OU AMENDANT DES MATIERES

De par leurs grandes variétés et leurs relatives nouveautés en agriculture, la définition de leurs valeurs agronomiques et de leurs modalités d'utilisation reste une tâche complexe.

3.1. Composts non agricoles

Les composts non agricoles sont des matières amendantes. Ils sont riches en matières organiques à action lente avec des quantités intéressantes de P et de K. Ils sont particulièrement intéressants pour les agriculteurs n'ayant pas ou trop peu d'engrais de ferme pour maintenir le taux de matières organiques de leurs sols.

Ils apportent des quantités supérieures de calcium et magnésium au sol à celles des fumiers de bovin et composts de fumier. La typologie de la Région wallonne influence peu la composition physico-chimique. Les composts de déchets verts sont en moyenne plus pauvres en potassium. Les données fournies au Tableau 41 sont des données moyennes dont les variations pour les éléments majeurs sont importantes (coefficient de variation de l'ordre de 25 %). Comparés aux engrais de ferme, les composts non agricoles sont moins bien fournis en éléments biogéniques de l'ordre de 35 % pour l'azote et le phosphore et aux environs de 250 % pour le potassium. Pour un sol très bien pourvu en potasse et pour une culture peu exigeante comme le blé, il est possible de les substituer aux engrais de ferme classiques, afin de continuer à apporter des matières organiques stables sans provoquer d'excès de K.

Tableau 41. Compositions physico-chimiques moyennes des composts non agricoles (DPS, 2008).

Paramètres		Mélanges compostés	Composts de déchets verts	Mélanges Organiques Divers	Composts de fumier	Fumiers de bovins
Effectif		36	44	30	3	31
pH		7.92	8.09	8.08	8.3	8
Valeur neutralisante	kg CaO/100kg	2.54	3.4	2.94	1.3	0.7
M.S.	% de la M.B.	51.54	58.6	52.5	24.7	21.8
M.O.		26	29.1	23.4	15	17.9
N	% de la M.S.	1.79	1.79	1.78	2.81	2.52
P ₂ O ₅		0.72	0.65	0.85	1.58	1.11
K ₂ O		1.24	0.80	1.33	3.17	3.02
NH ₄ ⁺	% de la M.B.	0.02	0.02	0.02	0.081	0.094
MgO		0.37	0.43	0.37	0.22	0.18
CaO		1.84	2.45	2.29	1.03	0.5
C/N	/	16.08	14.85	13.3	13.1	18.7
Critère de rapidité	/	0	0	0	0	0.38

Seulement 8-12 % de l'azote contenu dans les composts non agricoles sont disponibles la première année (Houot *et al.*, 2009a). Durant les 2 années suivantes, de 5 à 10 % de l'azote total deviennent disponibles chaque année. L'utilisation régulière de compost est donc à encourager

afin de bénéficier des arrières effets cumulables. Après une décennie d'application de composts de fumier sur prairies pâturées, près de 90 % de l'azote sont valorisés (Stilmant, 2012).

Les composts vont alimenter différentes fractions de la matière organique du sol. L'intensité de cette alimentation dépend des intrants du compost et de sa maturité. Par exemple, un compost de déchets verts très ligneux augmente le stock de carbone global mais peu la biomasse microbienne dans un premier temps (Thuriès, 2012). Les composts les plus stabilisés peuvent générer des augmentations des stocks de carbone dans le sol similaire à l'application de fumier (Houot *et al.*, 2009a). Ils ne stimulent pas fortement l'activité microbienne à court terme. A l'inverse, un compost moins stabilisé sera un meilleur stimulateur de l'activité microbienne du sol. En fonction de l'objectif visé, la gestion du procédé doit permettre de fournir un compost plus ou moins stabilisé.

Pour rappel, quand les micro-organismes du sol sont stimulés par un apport excessif en carbone facilement assimilable, ils prolifèrent. Ils risquent dès lors de consommer tout l'azote disponible ; l'azote « immobilisé » dans les cellules bactériennes est hors de portée des plantes de manière temporaire. Selon (Anonyme, 1998), des améliorations de l'aération des sols, de la capacité au champs et de la réserve en eau sur une période de 9 ans d'application de composts matures ont été confirmées par une batterie de mesures.

3.2. Digestats

Les matières organiques entrantes et leurs variabilités, les procédés de méthanisation et de post-méthanisation sont des paramètres agissant sur la valeur agronomique des digestats. En moyenne, les valeurs observées se retrouvent dans le Tableau 42.

Tableau 42. Compositions physico-chimiques moyenne des digestats produits en Région Wallonne en 2008. Moyenne + écart-type entre parenthèses (DPS, 2008).

Paramètres		Moyenne
Effectif		124
pH		8.4 (0.7)
Valeur neutralisante	kg CaO/100kg	1.1 (0.35)
M.S.	% de la matière brute	7.6 (2.8)
M.O.		4.8 (1.6)
N	% de la MS	8.2 (2.7)
P ₂ O ₅		2.8 (0.89)
K ₂ O		4.2 (3.3)
NH ₄ ⁺	% de la matière brute	0.248 (0.05)
MgO		0.064 (0.064)
CaO		0.275 (0.07)
C/N	-	5.2 (2,5)
Critère de rapidité		rapide

Le digestat a un comportement dans le sol proche mais pas identique à celui d'un lisier. La méthanisation minéralise partiellement l'azote organique, la proportion d'azote sous forme ammoniacale se trouve entre 37 et 75 % par rapport à l'azote total. Le carbone étant transformé, les autres paramètres sont en général plus concentrés. Le digestat est, à cet effet, plus facile à

gérer que d'autres matières d'origine organique grâce à sa teneur élevée en azote minéral. Il convient de nuancer ce propos car cette fraction a tendance à être perdue par volatilisation (cfr.1.4.3). Le coefficient d'efficacité de l'azote au cours de l'année culturale a été établi à 41 % pour la culture du maïs (Oost and De Toffoli, 2011). Il a été constaté dans (Mignon, 2009) une meilleure utilisation de l'azote la première année que le lisier mais moins d'arrière effet. Le risque de lixiviation est souvent faible. L'action fertilisante étant plus rapide que pour un lisier, il a été observé une meilleure utilisation de l'azote quand il est appliqué sur un blé de printemps et sur des pommes de terre (cultures à cycle de végétation court) (Möller and Stinner, 2009).

3.2.1. Effet du séchage sur les caractéristiques agronomiques des digestats.

La séparation de phase produit deux types de matière, la phase liquide aura un comportement fertilisant et la phase solide se comportera comme une matière amendante (Tableau 43, Tableau 44).

Tableau 43. Répartition des éléments après séparation de phase sur un digestat de lisier de bovin (ADEME, 2011).

	Séparation de phase			
	Presse à vis		Centrifugation	
	Liquide	Solide	Liquide	Solide
volume %	80-90	10-20	93	7
N total %	75-92	8-25	78	22
N orga %	nd	nd	79	21
NH ₄ ⁺ %	89-97	3-11	90	10
P %	8-28	72-92	21-73	27-99
K %	87-94	6-13	97	3
MES %	45-80	20-55	52	48
MS %	5	25-30	1-3	15-35

L'analyse statistique des compositions des digestats d'origines diverses montre que la phase liquide est très riche en azote et potassium et pourra être épandue facilement du fait de sa faible viscosité. La phase solide va contenir la matière organique et la majorité du phosphore et des éléments fertilisants secondaires. Il est constaté un effet de concentration du potassium dans la phase liquide. Lors de la séparation de phase, il semble qu'une perte non négligeable de l'azote ammoniacal s'opère. L'ammoniaque étant volatile, la proportion d'azote minéral diminue fortement avec le séchage.

Tableau 44. Compositions physico-chimiques moyennes des digestats produits à la ferme de Faascht avant et après séchage (Pirotte, 2012).

Paramètres		Liquide	Séparateur de phase	Digestat séché
M.S.	% de la matière brute	6.8	31.5	93.0
M.O.		3.4	20.0	60.0
N		0.30	0.87	2.60
NH ₄ ⁺		0.19	0.15	0.01
P ₂ O ₅		0.23	1.36	2.95
K ₂ O		0.28	0.27	2.80
N	% de la MS	4.38	2.77	2.80
P ₂ O ₅		3.43	4.31	3.17
K ₂ O		4.11	0.84	3.01
Critère de rapidité		Rapide	Rapide	Lent

3.3. Boues de station d'épuration

Les boues de station d'épuration ont des actions fertilisantes et/ou amendantes assez variées en fonction de leurs origines et de leurs traitements. Elles peuvent être des matières amendantes et/ou fertilisantes azotées, phosphatées et calciques. Les valeurs ISMO sont relativement importantes mais également très variables (Lashermes *et al.*, 2009). Elles ne sont pas souvent très bien pourvues en potassium. Selon le traitement des boues, les teneurs en matières sèches et en matières organiques peuvent être fortement modifiées (Leclerc, 2001b). Les analyses de boues fournies par la DPS peuvent être classées en 4 catégories. L'ensemble des boues ont des pH basiques et ont une valeur neutralisante positive.

La biodisponibilité du phosphore est très variable en fonction des filières. Les boues chaulées présentent des concentrations de phosphore soluble eau de moins de 0,005g/kg MS. Certaines boues contiennent 10g P/ kg MS en solution soit entre 10 et 40 % du P total. Dans le cadre d'une fertilisation qui compense strictement les exportations, le phosphore conditionne la plupart du temps la dose à épandre. Elles peuvent souvent remplacer les engrais minéraux phosphatés pour une période de plus ou moins 3 ans (Anonyme, 1995).

La minéralisation de ces boues est assez rapide en début d'incubation.

La classification numérique avait permis de séparer les boues en plusieurs classes (Tableau 45). Le dendrogramme de cette classification est présenté à la Figure 31. La composition chimique des différentes classes de boues est synthétisée par le Tableau 46.

Tableau 45. Classification des boues urbaines et industrielles.

Type de boues	Classe
Boues des abattoirs, de boisson, de brasseries et de tannerie	1
Boues des industries agroalimentaires : pommes de terre	2
Boues agroalimentaires : sucre, laiterie et les boues urbaines	3
Boues industrielles : minière, papeterie, potabilisation	4

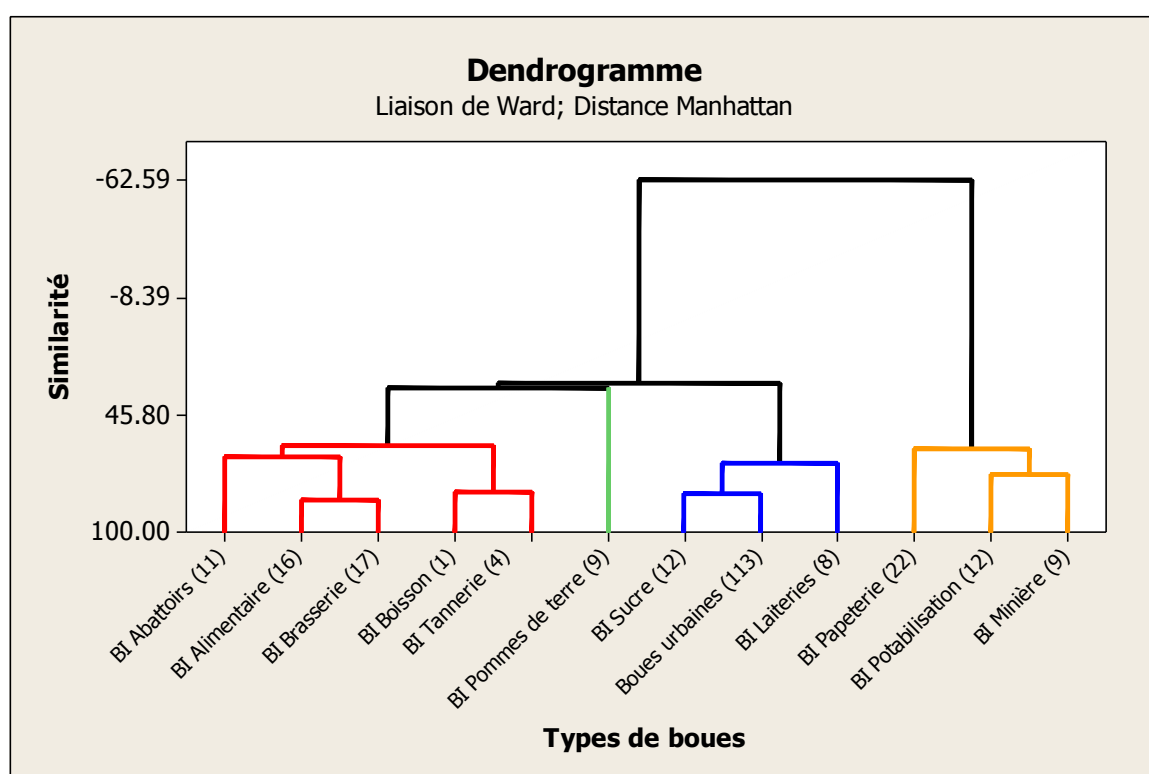


Figure 31. Dendrogramme spécifique aux boues de stations d'épuration.

Tableau 46. Compositions physico-chimiques moyennes des boues produites en Région wallonne. Moyenne et écart-type (DPS, 2008).

Boues industrielles et urbaines		Classe						
		1		2	3		4	
		Moy.	E.T.	Moy.	Moy.	E.T.	Moy.	E.T.
pH		8.6	0.94	11.5	10.1	2.0	9.6	1.3
Valeur neutralisante	kg CaO/100kg	3.2	3.73	3.4	7.8	0.6	25.8	8.1
M.S.	% de la matière brute	11.2	5.56	10.5	29.8	6.4	57.9	18
M.O.		5.7	2.69	4.5	9.8	2.4	7.3	5.8
N	% de la MS	4.18	0.87	4.52	2.81	1.1	0.23	0.18
P ₂ O ₅		2.12	1.10	7.00	2.63	1.3	0.22	0.15
K ₂ O		0.29	0.19	17.13	0.48	0.3	0.04	0.04
NH ₄ ⁺	% de la matière brute	0.042	0.03	0.037	0.034	0.01	0.004	0.003
MgO		0.07	0.05	0.13	1.18	1.20	1.38	1.63
CaO		2.45	2.63	3.14	5.86	0.99	22.72	8.53
C/N	-	11.4	6.35	5.6	9.2	1.1	41.8	21.3
Critère de rapidité	1 = rapide et 0 =lent	0.67	0.33	0.13	0.17	0.29	0.06	0.11

Les boues de type 1 sont riches en éléments fertilisants notamment en azote. Elles ont une action neutralisante limitée. Elles ont une rapidité d'action assez importante.

Les boues de la classe 2 provenant de l'industrie de la pomme de terre ont des concentrations très intéressantes en K et P avec un effet amendant limité.

Les boues de la classe 3 sont moins riches en N que les boues des classes 1 et 2 mais elles restent assez similaires aux boues de type 1. Les boues des industries sucrières (sucrerie de Fontenoy) sont relativement pauvres en azote et phosphore et ont une vitesse de minéralisation attendue plus lente.

La classe 4 reprend des matières relativement pauvres en éléments biogéniques. Néanmoins, elles peuvent être intéressantes afin de corriger ou entretenir le pH du sol. Ces amendements ont une vitesse d'action très lente avec un C/N très élevé.

L'efficacité de l'azote et la cinétique de l'azote sont souvent décrites en fonction de la teneur en matière sèche et des additifs (Figure 32). La corrélation entre la siccité et le rapport C/N pour les boues urbaines de la DPS est de 0,47. La teneur en azote ammoniacal, autre indicateur de la rapidité de minéralisation, est peu corrélée à la teneur en matière sèche. La quantité d'azote ammoniacal est conséquente mais bien moins importante que pour les lisiers et digestats. On constate que la minéralisation nette de l'azote organique des boues urbaines est rapide au début de l'incubation, avec en moyenne environ 25 % de l'azote minéralisé en 7 jours normalisés

(environ 1 mois). La minéralisation est par la suite ralentie avec un potentiel exprimé en général en 49 ou 70 jours normalisés (8 à 12 mois) et se situant environ en moyenne à 35 % de l'azote organique des boues.

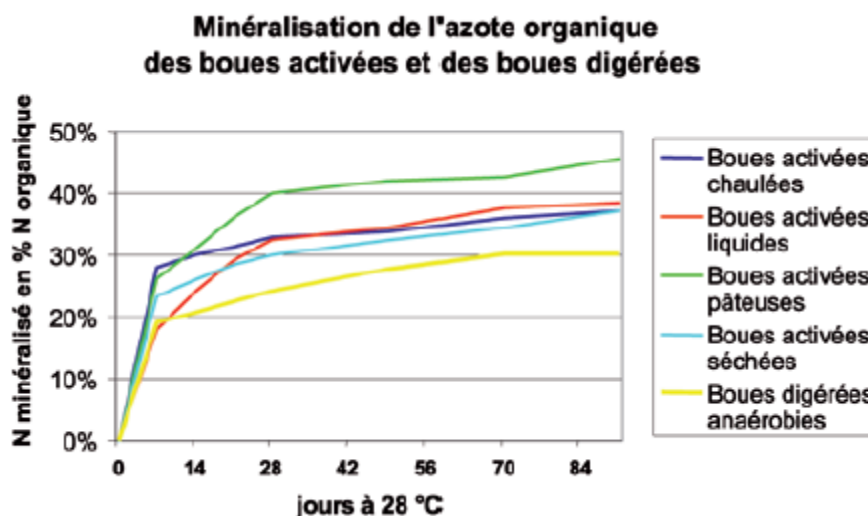


Figure 32. Vitesse de minéralisation en fonction du type de boues d'après le Réseau PRO (Bouthier *et al.*, 2009).

Les boues provenant d'une digestion anaérobie ayant un rapport C/N plus élevé présentent une quantité d'azote disponible moins importante que les boues activées aérobies selon (Anonyme, 1995) : 25 et 40 % de l'azote total. L'arrière effet est fort important (20 % de l'azote organique). A moyen terme, il est évalué qu'entre 40 et 60 % de l'azote total sont utilisés pour les boues liquides. Les boues déshydratées et chaulées présentent une efficacité de l'azote à moyen terme plus faible allant de 25 à 40 % (Tableau 47).

Selon les 6 classes de produits résiduels organiques classés selon le comportement à la minéralisation proposées par (Parnaudeau, 2005), les boues urbaines déshydratées sont dans la classe 4 avec le fumier de volailles. Cela signifie qu'entre 30 et 40 % de leur azote organique au cours de la première année sont minéralisés dont au moins la moitié au cours des 50 premiers jours. Les boues urbaines pâteuses sont reprises dans la classe 6, la plus rapide avec les effluents de féculeries, de distilleries et les fientes de volailles. Ces boues minéralisent en moyenne entre 40 et 80 % de leur azote organique au cours de la première année après l'épandage dont l'essentiel au cours des 50 premiers jours. A l'automne, les boues épandues doivent être caractérisées par une fraction minérale de l'azote faible et par une cinétique de minéralisation de l'azote organique lente afin de limiter la lixiviation des nutriments.

Tableau 47. Coefficients d'utilisation de l'azote en fonction de la culture, de la période d'épandage et du type de boues (Bouthier *et al.*, 2009).

Types de boues	Rapport C/N	Coefficient d'utilisation engrais par culture réceptrice et par période d'épandage						
		Colza août - septembre	Blé septembre - octobre	Prairie (avant semis) septembre - octobre	Blé - Colza sortie hiver	Prairie sortie hiver	Mais mars - avril	Prairie printemps
Boues liquides	4 à 5	45 %	25 %	30 %	45 %	45 %	50 %	30 %
Boues pâteuses	5 à 6	45 %	25 %	30 %		45 %	45 %	30 %
Boues chaulées	5 à 7	35 %	20 %	25 %		35 %	35 %	25 %
Boues digérées	6 à 8	30 %	15 %	15 %		30 %	30 %	20 %
Boues de lagunes	6 à 11	35 %	20 %	25 %		35 %	35 %	25 %
Compost de boues	9 à 12	10 %	5 %	5 %		10 %	10 %	5 %

Source : les chambres départementales d'agriculture de la région Pays de la Loire

3.4. Autres matières organiques

Actuellement, il est trop tôt pour établir des valeurs de références pour des matières moins conventionnelles. Les sources d'information, souvent d'origine commerciale, sont peu fiables. De plus, elles ne donnent pas d'indication sur la variabilité attendue de la composition.

Il a été choisi d'indiquer l'effet de l'apport de ces matières et les éléments majeurs qu'elles contiennent à l'aide des variables qualitatives (Tableau 48).

Tableau 48. Objectifs d'amélioration des matières. ++ : effet prioritaire, + : effet positif, (+) : effet faible, - : effet dépressif, / : sans effet.

Autres matières	Caractère amendant	Caractère fertilisant	N	P	K
Concentrés liquides d'acides humiques et fulviques	+	/	/	/	/
Ecorces de bois	+	/	-	/	/
Algues et extrait d'algues	+	+	+	(+)	++
Extrait de vinasses	/	+	+	(+)	++
Vinasses	+	+	(+)	(+)	+
Poussières de tabac	+	(+)	(+)	(+)	(+)
Composts de fumier de bovin	++	+	+	+	+
Guano	+	++	+	+	+
Composts de fumier de poulet de chair	+	+	++	+	+
Composts de fumier de poule pondeuse	+	+	++	++	+
Bourres/déchets de laine	/	+	++		
Cornes broyées	/	+	++	+	(+)
Farine de plumes	/	+	++	+	(+)
Farine de poils	/	+	++	(+)	(+)
Farine de poisson	/	+	+	+	(+)
Farine de viande et d'os	/	+	+	++	(+)
Sang desséché	/	++	++		

Les vinasses et les algues apportent des quantités intéressantes de potassium. Les effluents d'élevage compostés possèdent des qualités d'amendant et de fertilisant.

Les matières d'origine animale sont des engrais azotés et parfois phosphatés. Ils ne contiennent pas de macromolécules de type lignine ou cellulose résistantes à la dégradation. Les guanos présentent des problèmes de phytotoxicité. Ils doivent être appliqués 6 semaines avant la culture.

4. CONCLUSIONS

Les notions du caractère fertilisant, amendant et d'arrière effet ont pu être définies dans ce livrable. La classification numérique des différentes matières organiques a également mis en évidence six groupes en fonction des valeurs fertilisantes. Il a été possible de donner un intérêt agronomique spécifique à chacun des groupes. Si de nouvelles matières apparaissent, il est possible d'agrandir la base de données et voir dans quelles classes ces nouvelles matières se positionnent. Cette classification peut servir de support à la création de l'organigramme décisionnel. D'une manière plus spécifique, les valeurs fertilisantes et la disponibilité des nutriments ont été détaillées pour les boues, le compost et les digestats. Le caractère fertilisant et amendant des matières organiques exogènes marginales a été défini par des variables qualitatives.

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME (2011). *Qualité agronomique et sanitaire des digestats*. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME). Rapport final. 250 pp.
- AFNOR (2006). *Norme XP U44-001. Amendements organiques - Dénominations spécifications et marquage*.
- Anonyme (1995). *Compost et boues d'épuration : instructions et recommandation de la station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement (FAC) dans le domaine des engrais de déchet*. Sainte-Gemmes-sur-Loire : Sciences et Techniques Agricoles.
- Anonyme (1998). *Utilisation des composts en agriculture. Synthèse des Essais-Vitrines 1989-1998*. CompostDiffusion - SESA - Sol-Conseil.
- Barrena, R., d'Imporzano, G., Ponsa, S., Gea, T., Artola, A., Vazquez, F., Sanchez, A. et Adani, F. (2009). In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical-biological treated waste. *J. Hazard. Mater.* **162**, 1065-1072.
- Bouthier, A., Trochard, R., Parnaudeau, V., Nicolardot, B. et Morvan, T. (2009). *Valeur fertilisante azotée des produits résiduels organiques mieux prendre en compte la dynamique de la fourniture de l'azote*.
- Destain, J.P. (2012). *Matières fertilisantes*. Gembloux, Belgique, 110 pp.
- Falinirina, M.-V. (2010). *Valorisation en agriculture des apports organiques contenus dans les déchets urbains : qualité des matières organiques et service écosystémique*. Ecole supérieure des sciences agronomiques Antananarivo,
- Houot, S., Cambier, P., Deschamps, M., Benoit, P., Bodineau, G., Nicolardot, B., Morel, C., Linères, M., Le Bissonnais, Y., Steinberg, C., Leyval, C., Beguiristain, T., Capowiez, Y., Poitrenaud, M., Lhoutellier, C., Francou, C., Brochier, V., Annabi, M. et Lebeau, T. (2009). Compostage et valorisation par l'agriculture des déchets urbains. *Innovations Agronomiques* **5**, 69-81.
- Knoden, D., Godden, B., Destain, J.-P., Stilmant, D. et Luxen, P. (2007). Residual effects of different organic matters compared with mineral nitrogen on a mown permanent grassland. *Grassland Sci in Europe* **12**, 4 pp.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C. et Houot, S. (2009). Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *Eur J. of Soil Sci.* **60** (2), 297-310.
- Leclech, N. (2010). *Stratégies de fertilisation des cultures en lorraine : Rendez-vous technique et agronomique des Missions de Recyclage Agricole des Boues*. Lorraine, Chambres d'agriculture. [En ligne]. Adresse: http://www.cra-lorraine.fr/fichiers/Fertilisation_des_cultures_en_Lorraine.pdf
- Leclerc, B. (2001). *Guide des Matières Organiques*. édition, Deuxième. Paris, Institut Technique de l'Agriculture Biologique. **Tome 1**, 239 pp.
- Mignon, C. (2009). *Biométhanisation : Utilisation du digestat comme fertilisant en agriculture*. Centre wallon de Recherches agronomiques. 15 pp.
- Mokry, M. (2010). *Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffversorgung über Wirtschaftsdünger*. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg.

- Möller, K. et Stinner, W. (2009). Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *Eur. J. Agron.* **30** (1), 1-16.
- Oost, J.-F. et De Toffoli, M. (2011). *Estimation de la valeur fertilisante de digestats issus de la biométhanisation. Résultat de 3 années d'expérimentation en culture de maïs (2009 à 2011)*. Centre pilote en culture de maïs asbl et CIPF asbl, UCL-ELIa membre de la structure d'encadrement Nitrawal, en partenariat avec le SPW-DGARNE, BW Agro-Qualité asbl et Surizenergie. 5 pp.
- Parnaudeau, V. (2005). *Caractéristiques biochimiques de produits organiques résiduels, prédiction et modélisation de leur minéralisation dans les sols*. Agrocampus Rennes, 216.
- Pirotte, N. (2012). *Valorisation de la chaleur. Le séchage du digestat*. Au pays de l'Attert.
- Soltner, D. (1996). *Les bases de la production végétale : Le sol, le climat, la plante. La plante : Biologie végétale et amélioration des plantes*. Sainte-Gemmes-sur-Loire : Sciences et Techniques Agricoles, 3.
- Stilmant, D. (2012). *Le compost : base de la fertilisation au sein des prairies pâturées et des systèmes en agriculture biologique*. [En ligne]. Adresse: <http://www.cra.wallonie.be/fr/19/les-projets/97>
- Thuriès, L. (2012). *Impact agronomique et environnemental de la gestion des matières organiques - application aux pays du sud. Effets de différentes sources organiques sur les propriétés d'un sol sableux argileux*.
- Vandenberghe, C., Deneufbourg, M., Benoît, J., Detoffoli, M., Lambert, R. et Marcoen, J.M. (2008). *Révision de la fiche "fertilisation" élaborée par NITRAWAL*. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux et Université Catholique de Louvain. 87 pp.

6. ANNEXES

6.1. Annexe 1 : types de liaison de la classification numérique

Tableau 49. Méthodes de liaison et intérêt (documentation minitab 16).

Méthode	Profil de la distance entre deux groupes	Intérêt de la méthode
Simple	Distance minimale entre un élément dans un groupe et un élément dans l'autre groupe. Egalement appelée la méthode "voisin le plus proche"	Convient aux observations ou variables clairement séparées. Lorsqu'elles sont proches, une liaison simple tend à identifier des groupes semblables à de longues chaînes pouvant présenter une distance relativement grande entre les éléments à chaque extrémité de la chaîne.
Médiane	Distance médiane entre un élément dans un groupe et un élément dans l'autre groupe.	Semblable à la méthode des moyennes ou des points centraux, mais réduit l'effet des valeurs aberrantes.
Ward	Fonction du critère de liaison : somme des écarts quadratiques entre les points et les centres, ce qui minimise la somme des carrés à l'intérieur des groupes.	Tend à produire des groupes avec des nombres d'éléments similaires, mais risque d'être affectée par les observations aberrantes.

6.2. Annexe 2 : différents types de mesures de distances

La distance peut être mesurée selon différentes manières. La manière la plus classique est la distance euclidienne où la norme du vecteur d_{ij} est égale :

$$d_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^d (x_{ik} - x_{jk})^2} \quad (\text{Equation 2})$$

La distance euclidienne quadratique correspond au carré de la distance euclidienne. Un poids plus important est ainsi accordé aux valeurs extrêmes.

La distance de Manhattan est la somme des valeurs absolues des distances sur un maillage à n dimensions, initialement calculée pour la ville de New York et son réseau routier en angles droits.

$$d_{ij} = \sum_{i=1}^n |X_i - Y_i| \quad (\text{Equation 3})$$

CHAPITRE 4.
DÉTERMINATION DES CONDITIONS D'UTILISATION DES
MATIÈRES ET DÉFINITION DE CLASSES D'UTILISATION ET
ÉVALUATION DES FACTEURS DE RISQUES LIÉS À
L'UTILISATION DES MATIÈRES

1. ASPECTS AGRONOMIQUES

1.1. Conditions d'utilisation des matières organiques

La législation européenne incite les agriculteurs et les chercheurs à raisonner le caractère fertilisant en fonction de l'azote. La fertilisation doit aider le sol à fournir l'ensemble des nutriments nécessaires pour atteindre des objectifs de rendements réalistes et économiquement intéressants.

Il est conseillé d'associer des produits stables comme le compost de déchets verts et des produits ayant un effet plus rapide afin de bénéficier de leurs effets complémentaires. L'effet dépressif (faim d'azote) de certaines matières organiques peut être atténué et/ou compensé à la suite d'apports annuels sur une longue période. Les arrières effets des précédentes applications apportent des quantités de nutriments non négligeables.

De manière générale, les apports de matière organique à la fin de l'hiver et au printemps ont une efficacité plus élevée que ceux de la fin de l'été et d'automne (Luxen, 2011). Pour les engrais organiques à action rapide, il est donc souhaitable de limiter les apports à l'automne et de privilégier les apports avant l'implantation des cultures ou la reprise de croissance en prairie. Pour les matières à action lente, il faut également les appliquer préférentiellement au printemps. En pratique, le type de sol et la culture (calendrier cultural, contrôle de la qualité) influencent les possibilités d'épandage des matières organiques et les dates de labour pour l'enfouissement de celles-ci (Godden *et al.*, 2008). Les prairies sont une couverture permanente du sol, ce qui permet à l'agriculteur d'épandre à de nombreux moments de l'année.

Plusieurs dispositifs sont envisageables pour l'épandage en fonction de la morphologie et de la teneur en eau des matières. Les distributeurs centrifuges utilisés pour les engrais minéraux peuvent convenir à certaines matières organiques conditionnées en granulés. Pour les produits présentant une teneur en matière sèche de plus de 15 %, c'est l'épandeur à fumier qui est utilisé (Destain, 2012). Les citernes à lisier sont employées pour les matières plus liquides, de nombreux dispositifs d'application ont vu le jour. Au plus la matière sèche est élevée au moins les frais d'entreposage et de transport sont élevés.

Les besoins et la cinétique de prélèvement des éléments nutritifs sont propres à chaque espèce végétale et aux contextes environnementaux. Dans cette partie du travail, nous allons spécifier les conditions d'utilisation pour les neuf cultures les plus fréquemment rencontrées en Région wallonne (Figure 33).

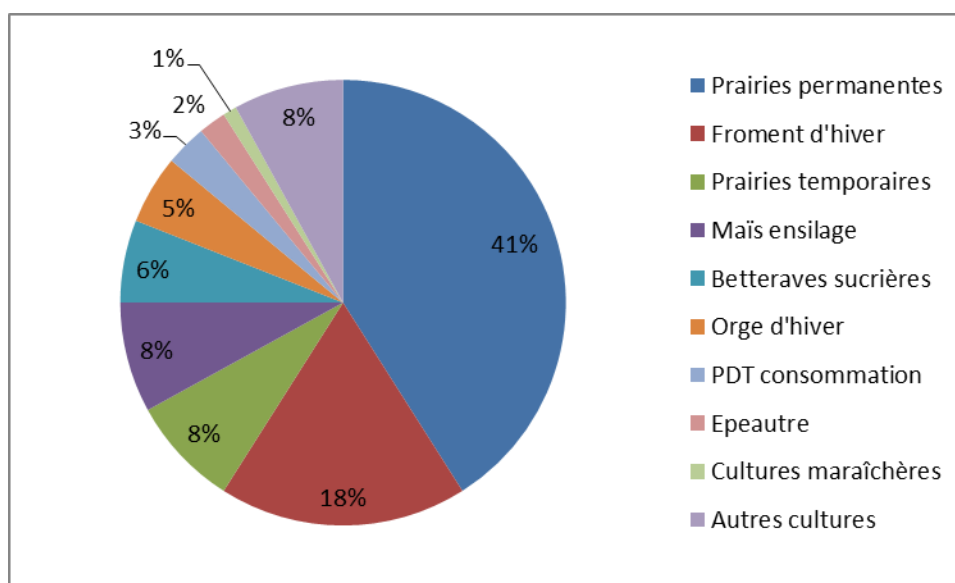


Figure 33. Diagramme circulaire des proportions de la surface agricole utile occupées par les 9 plus fréquentes spéculations.

1.2. Dosages et risques associés

Le calcul des doses lors de l'épandage a pour but de mettre en évidence les contraintes d'utilisation des différentes matières. Ces contraintes sont de deux types :

- 1) la présence d'un élément en excès limitant la dose à apporter ;
- 2) la faiblesse des teneurs en éléments nutritifs rapportées à la masse brute entraînant des complications au niveau de l'épandage.

Les doses vont d'abord être calculées selon l'azote en respectant le PGDA et la limite des 230 kgN_{org}/ha. Ensuite, les quantités de phosphore et de potassium vont être évaluées. Dans le cas d'un excès manifeste, la quantité de matière sera obtenue par rapport aux besoins en cet élément excessif. L'apport est réalisé au printemps de manière occasionnelle. Ne bénéficiant pas d'arrière effets, les doses prescrites peuvent paraître exagérées. Ceci est intentionnel, les doses calculées dans ce point seront reprises afin d'évaluer les flux de contaminants apportés au sol. Ces doses ne sont pas valables pour un conseil agronomique où la prise en compte des analyses du sol et des indices de nutrition permettent d'être bien plus précis.

Trois exemples, issus du livret de l'agriculture sur la fertilisation raisonnée des prairies ont été sélectionnés afin de représenter la variabilité des modes de gestion. Les prairies et les cultures ont en général des besoins très variables en fonction de leurs conditions pédoclimatiques et leurs modes de gestion.

La première (P1) est une prairie permanente en Ardenne (MO > 3 %), fauchée au printemps pour de l'ensilage (4.5 t de MS/ha). Elle est pâturée ensuite 20 jours par an avec une charge animale de 20 vaches par ha, produisant au total 10 tonnes de MS/ha. Le recouvrement en trèfle est de 25 %. L'apport d'azote pour réussir les objectifs de rendement est de 71.5 kgN/ha. Les besoins prennent en compte la fourniture du sol, la restitution au pâturage, la fixation éventuelle de l'azote par les légumineuses.

La deuxième (P2) est une prairie de fauche (MO = 5 %) produisant 12 tonnes d'ensilage, sans trèfle. L'apport d'azote pour réussir les objectifs de rendement est de 225 kgN/ha.

La dernière (P3) est une prairie pâturée en moyenne Belgique (MO = 3 %) avec un chargement de 550 UGB.jour/ha, correspondant à un rendement de 8 tonnes de MS/ha. L'apport d'azote pour réussir les objectifs de rendement est de 100 kgN/ha. L'UGB.jour/ha est une unité obtenue en multipliant la charge de bétail, exprimée en UGB/ha, par le nombre de jours de pâturage sur la parcelle. Le trèfle couvre 10 %.

Pour résumer, la première prairie est une prairie fauchée et pâturée. La seconde est un pré de fauche intensive à haut rendement. La troisième est uniquement pâturée avec une charge de bétail moyenne.

Il convient de remarquer que certaines boues (d'abattoirs et urbaines) nécessitent un traitement d'hygiénisation efficace et un délai entre l'épandage et l'utilisation de la prairie.

Le Tableau 50 reprend les doses nécessaires pour couvrir les besoins azotés des 3 prairies sélectionnées dans le calcul. Une dose supérieure à 60 t/ha entraîne de nombreuses difficultés pratiques : nombre d'épandage, respect de la capacité d'infiltration du sol, etc. Les boues surlignées en rouge (Tableau 50) ont des teneurs en eau très élevées et des teneurs en azote sur matière brute faibles.

Le calcul est effectué de la manière suivante :

$$\text{Si } \text{Besoins} > CE * N_{\text{total}}$$

$$\text{Alors } D = \frac{230}{N_{\text{total}}}$$

Sinon

$$D = \frac{\text{Besoins}}{(CE * N_{\text{total}})}$$

avec :

Besoins : quantité d'azote nécessaire d'origine externe au système sol-plante ;

CE : coefficient d'équivalence de l'azote, N_{total} : azote (kgN/t de matière brute).

Une grande incertitude est à signaler sur le coefficient d'équivalence. Ce coefficient est très variable en fonction de nombreux paramètres : conditions pédoclimatiques, date et dose de l'apport, culture réceptrice, etc. Les coefficients retenus sont faibles et ont tendance à accentuer le déficit en azote. Des essais montrent qu'il diminue quand les doses augmentent (Knoden *et al.*, 2007). Les composts ne fournissent pas beaucoup d'azote lors de la première année. Les données utilisées pour ce calcul sont les mêmes que pour la classification numérique des matières du délivrable 3.

Le Tableau 51 reprend les besoins en phosphore et potassium des 3 prairies prises dans cet exemple. Il est à noter que la prairie pâturée toute l'année (prairie 3) demande des apports moins importants de par la restitution au pâturage.

Si la fertilisation est uniquement organique et basée sur l'azote, des déséquilibres nutritionnels apparaissent dans la majorité des cas (Tableau 52). Le pré de fauche pour ensilage (P2) demande d'importantes quantités de potassium. Il se trouve souvent en déficit. La prairie 1 a des besoins moyens, elle permet de mieux mettre en évidence les déséquilibres nutritionnels. Les digestats,

les composts de déchets verts et le lisier de porcs fournissent des quantités adéquates de P et K selon les normes du PGDA pour la première prairie. Les boues de type 1 et 3 ont tendance à fournir trop de phosphore et pas assez de potassium. Les boues du secteur de la pomme de terre sont riches en potassium et en phosphore.

Afin d'éviter d'apporter des quantités excédentaires de P et K, il est envisageable de calculer le dosage en fonction du phosphore et du potassium (boues de pomme de terre). Dans la majorité des cas, le phosphore dicte la quantité à épandre (Tableau 53). Le déficit en azote et potassium peut être comblé par l'utilisation d'engrais minéraux. La dose « optimale » est la plus petite dose nécessaire pour couvrir les besoins soit en azote, en phosphore ou en potassium.

Tableau 50. Calcul des doses de matières nécessaires à la fertilisation azotée de 3 prairies. En rouge : les doses considérées comme trop importantes en volume. Le chiffre entre parenthèses correspond au nombre d'échantillons par matière.

Type de matières	CE	Besoins en azote (kgN/ha)			Déficit en azote (kgN/ha)		
		Prairie 1	Prairie 2	Prairie 3			
		71.5	225	100			
		Dose selon le PGDA (t/ha)			P1	P2	P3
BI Abattoirs (11)	0.45	23	33	32		-121	
BI Pommes de terre (9)	0.45	46	66	64		-121	
BI Alimentaire (16)	0.35	162	182	182		-144	-19
BI Sucre (12)	0.35	41	46	46		-144	-19
BI Laiteries (8)	0.35	31	35	35		-144	-19
BI Boisson (1)	0.45	156	225	218		-121	
BI Brasserie (17)	0.45	35	51	49		-121	
Digestats (88)	0.4	33	42	42		-133	-8
Boues urbaines (113)	0.45	19	27	26		-121	
Mélanges Compostés (36)	0.1	24	24	24	-48.5	-202	-77
Comp. de déchets verts (44)	0.1	22	22	22	-48.5	-202	-77
Mél. Org. Div. (30)	0.1	22	22	22	-48.5	-202	-77
Fumiers de bovins (31)	0.23	45	45	45	-18.5	-172	-47
Lisiers de bovins (24)	0.4	54	69	69		-133	-8
Lisiers de porcs (3)	0.45	24	35	34		-121	

Tableau 51. Besoins en phosphore et potassium des 3 prairies.

Besoins en phosphore (kg P ₂ O ₅ /ha)	Prairie 1	50
	Prairie 2	120
	Prairie 3	50
Besoins en potassium (kg K ₂ O/ha)	Prairie 1	90
	Prairie 2	300
	Prairie 3	30

Tableau 52. Calcul du déséquilibre nutritionnel pour les 3 prairies. (Couleur rouge : excès > 100 % ; orange : excès entre 50 et 100 % ; bleu : manque entre 50 et 100 %).

Type de matières	Fourniture - besoin en P ₂ O ₅ (kg/ha)			Fourniture - besoin en K ₂ O (kg/ha)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
BI Abattoirs (11)	47	20	85	-71	-273	-4
BI Pommes de terre (9)	148	167	227	737	897	1126
BI Alimentaire (16)	236	202	272	83	-106	164
BI Sucre (12)	165	122	192	-25	-227	43
BI Laiteries (8)	161	117	187	-79	-288	-18
BI Boisson (1)	3	-43	24	-78	-282	-13
BI Brasserie (17)	45	18	83	-77	-281	-12
Digestats (88)	-5	-62	8	6	-177	93
Boues urbaines (113)	58	36	100	-71	-272	-3
Mélanges Compostés (36)	28	-42	28	77	-133	137
Comp. de déchets verts (44)	21	-49	21	17	-193	77
Mél. Org. Div. (30)	43	-27	43	71	-139	131
Fumiers de bovins (31)	40	-30	40	201	-9	261
Lisiers de bovins (24)	6	-48	22	105	-49	221
Lisiers de porcs (3)	0	-47	20	8	-158	107

Tableau 53. Dosage optimal et déficit en azote. Sans couleur, le phosphore est l'élément limitant, en jaune c'est le potassium et en rouge l'azote. Le déficit en azote est graduellement indiqué de la couleur verte à rouge.

Type de matières	Dose "optimale" (t/ha)			Déficit en azote (kg/ha)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
BI Abattoirs (11)	11.7	28.1	11.7	-34.6	-136.4	-63.1
BI Pommes de terre (9)	2.8	6.6	1.7	-67.2	-214.6	-97.4
BI Alimentaire (16)	28.2	67.8	28.2	-59	-195	-87.5
BI Sucre (12)	9.5	22.8	9.5	-54.9	-185	-83.4
BI Laiteries (8)	7.5	17.9	7.5	-54.5	-184.3	-83
BI Boisson (1)	147.1	225.5	147.1	-4	-121.5	-32.5
BI Brasserie (17)	18.3	44.0	18.3	-34	-135	-62.5
Digestats (88)	32.6	42.0	36.0	0	-133	-21
Boues urbaines (113)	8.6	20.6	8.6	-38.3	-145.2	-66.8
Mélanges Compostés (36)	15.7	24.5	15.7	-56.8	-202	-85.3
Composts de déchets verts (44)	15.5	22.2	15.5	-55.4	-202	-83.9
Mél. Org. Div. (30)	12.0	22.2	12.0	-59.1	-202	-87.6
Fumiers de bovins (31)	29.0	44.5	29.0	-37	-172.1	-65.5
Lisiers de bovins (24)	48.2	69.3	48.2	-7.6	-133	-36.1
Lisiers de porcs (3)	24.3	35.4	24.3	-0.5	-121.5	-29

La Figure 34 montre que le respect du PGDA peut prescrire des doses parfois très supérieures aux besoins des cultures en P et K. Lors de la fertilisation, il est possible de dépasser légèrement les quantités de phosphore nécessaire. L'excès de phosphore devra être absorbé lors des années suivantes.

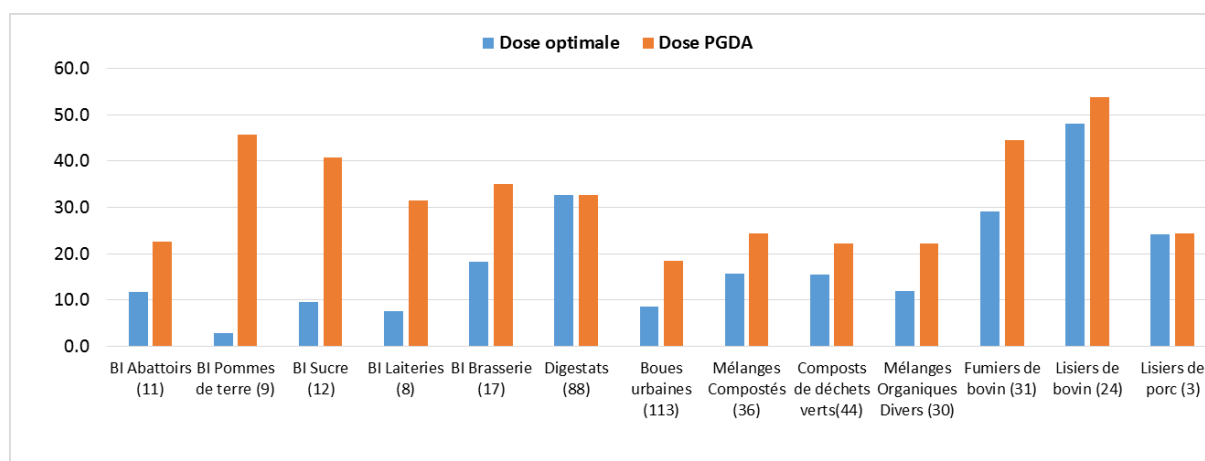


Figure 34. Doses en tonnes/ha pour la prairie 1.

En conclusion de ce développement, nous avons mis en évidence des matières ayant des teneurs en éléments fertilisants sur matières brutes trop faibles : les boues industrielles provenant des laiteries et les boues provenant du secteur agro-alimentaire. Pour un épandage à coût modéré, les boues industrielles devraient également subir un traitement supplémentaire (co-compostage, chaulage, etc.) afin d'augmenter leurs teneurs en éléments fertilisants sur masse brute. En fonction des matières, l'élément en excès a été mis en évidence. L'application aveugle du PGDA peut conduire à des apports en phosphore et en potassium bien trop importants pour certaines matières. Le calcul des doses en culture n'a pas été développé car il est fort variable en fonction de la région agricole et de ses spécificités. De plus, ces doses dépendent des objectifs de rendement, de l'analyse du sol, des indices de nutrition, etc.

1.3. Prescriptions d'utilisation des composts

Les composts sont des matières amendantes. Ils sont riches en matières organiques à action lente avec des quantités intéressantes de P et de K.

Le degré de maturité du compost change ses propriétés. Dès lors, l'utilisation du compost doit prendre en compte le degré de stabilité de la matière organique (Tableau 54). La directive suisse de la qualité du compost et du digestat a été la principale source d'information pour l'utilisation des composts et digestats.

Il faut être prudent au niveau de l'utilisation de compost en culture de pommes de terre. A la récolte, il peut être gênant de récolter des morceaux ligneux, la granulométrie du produit est donc à surveiller. De plus, dans le cas d'un compost non mature, la maladie de la gale poudreuse peut être stimulée par la présence de matières organiques jeunes. Sur prairies, le compost doit posséder une granulométrie la plus fine possible. En culture maraîchère, les composts jeunes sont à utiliser sur les légumes exigeants en azote comme le chou et les poireaux. Les composts mûrs conviennent bien aux légumes avec racines comme les oignons et les carottes. Les composts très matures sont le plus souvent utilisés comme substrat (terre à repoter, terre de semis).

Tableau 54. Conditions d'utilisations des composts selon (Abächerli et al., 2010).

Utilisations	Degrés de maturité		
	Jeune	Mature	Très mature
Engrais	++	+	+
Amendement de sol	++	+	+
Grandes cultures	++	++	++
Remise en culture	+	++	++
Horticulture (très variable)	+	++	++
Jardinage amateur	-	+	++
Terres et substrats	-	+	++
Cultures sous abri	-	+	++

1.3.1. Périodes d'épandage

Le compost peut être épandu à plusieurs périodes de l'année (Tableau 55). Ayant parfois un effet dépressif sur l'azote, une fumure azotée modérée (30 – 50 kg N/ha) peut contrecarrer cet inconvénient.

Tableau 55. Périodes d'épandage pour l'utilisation des composts (Anonyme, 1995; Abächerli et al., 2010).

Utilisation du compost	Cultures	Date d'épandage
Idéal	Prairies	Printemps, été, dans la culture
	Prairies temporaires	Avant semis
	Maïs	Printemps avant semis (mars-avril)
Favorable à peu marqué	Céréales de printemps, betteraves et cultures maraîchères	Printemps avant semis (février-avril)
	Céréales d'automne	Printemps (février, mars) dans la culture
	Céréales d'automne	Automne avant semis
Peu conseillé	Pommes de terre de consommation	Gales si immature + problème récolte

1.3.2. Doses d'épandage

Les doses de composts appliquées sont généralement plus faibles qu'avec des engrais de ferme de type classique. Le phosphore est souvent l'élément limitant les quantités à apporter. Pour des raisons techniques (qualité de l'épandage avec du matériel classique et volume de travail), la fréquence d'application est souvent triennale. Des doses annuelles de 15 à 25 tonnes/ha de matières brutes sont envisageables. Le pesage de l'épandeur est à privilégier car la densité du compost est fortement variable.

1.3.3. Techniques d'épandage et modalités d'épandage

Le matériel d'épandage doit permettre une bonne largeur d'épandage et une bonne répartition du compost sachant que la dose à l'hectare est assez basse. Cela peut poser problème quand l'agriculteur utilise un épandeur à fumier à hérissons verticaux. De bons résultats (émiettement, répartition) peuvent être obtenus lors de l'utilisation d'un épandeur équipé de disques de répartition. Les dispositifs d'épandage à disques horizontaux et à décharge latérale sont également à privilégier. Le compost est en général incorporé en surface, ce qui permet une activité biologique optimale pour sa décomposition. S'il est incorporé trop profondément sur sol argileux, il risque de créer des zones où le potentiel redox est bas, néfaste aux rendements. En revanche sur des sols légers et drainants, il peut être incorporé légèrement en profondeur (15-20 cm) afin de limiter les risques de dessèchement en cas de sécheresse (Abächerli *et al.*, 2010).

Les conditions culturales et pédoclimatiques des productions maraîchères sous abri sont particulières, notamment au niveau de la dynamique de la matière organique. Ces conditions sont favorables à cause de la forte activité biologique (humidité du sol, température élevée), du passage fréquent d'outils rotatifs, etc. Dans ces sols, la minéralisation porte sur un stock de matière organique élevé, ce qui permet de couvrir une grande partie des besoins des cultures. Les sols étudiés par Bressoud et Parès ont fourni près de 400 kgN-NO₃/ha/an en moyenne sur 8 années (Bressoud and Parès, 2012). Les prescriptions de fertilisation des cultures maraîchères doivent prendre en compte l'originalité des conditions édaphiques. L'utilisation normale du compost sous abri comprend un épandage annuel ou tous les 2-3 ans. Il précède la plantation et il peut aussi être effectué avant la récolte d'hiver. La stérilisation du sol à la vapeur est une pratique courante pour lutter contre les organismes nuisibles (y compris les adventices) sur les cultures sous abri. Le compost permet de réactiver le sol après cette opération.

Les composts pour l'horticulture en plein champ peuvent être épandus une fois par an (au printemps ou en été) et incorporés à une profondeur de 5 à 10 cm. En paysagisme, pour les nouvelles plantations, le compost est utilisé comme support de culture en mélange avec de la terre de l'ordre de 50 %. Les matériaux incorporés pour le compost doivent être d'une structure suffisante pour offrir un support de culture de qualité. Afin d'entretenir les plantations existantes, le compost doit être incorporé dans les 10 premiers cm du sol.

Sur gazon récréatif, il est conseillé d'épandre une petite quantité de compost criblé fin (2,5 à 5 litres/m²) tous les 2-3 ans au printemps.

En verger, une étude indique qu'il faut épandre de manière concentrée autour des pieds des arbres (Abächerli *et al.*, 2010). Cette application peut se réaliser tous les trois ans à la fin de l'hiver ou au début du printemps.

Pour les haies et les arbres, il est conseillé de limiter les apports d'azote à 100-120 kg/ha (Saebo and Ferrini, 2006). En tant que couverture (mulching), l'épaisseur totale est limitée à 10 cm. Les particules fines riches en nutriments sont préférentiellement placées en profondeur (5-10 cm), les particules plus grossières plus en surface. Cette disposition permet de limiter l'accès aux nutriments pour les adventices mais pas pour les haies, arbres et arbustes.

1.4. Prescriptions d'utilisation des digestats

Les digestats sont des fertilisants organiques rapides avec une quantité d'azote importante disponible à court et à moyen terme. Au cours de la méthanisation, les graines dans le digestat perdent une partie de leur pouvoir germinatif. Cette opération diminue la pression des adventices.

Il est toujours très difficile de prévoir quand l'azote organique va minéraliser dans le sol et si cette période de minéralisation va bien correspondre aux périodes de demande maximales des plantes. Si la fertilisation est mal raisonnée, il est par exemple possible de produire des grains d'orge trop riches en protéines, ce qui va provoquer un déclassement de ces grains (ADEME, 2011). Un autre désavantage de l'emploi de digestat a été observé sur des sols acides peu tamponnés en Allemagne. L'importante quantité d'ions monovalents K⁺ peut parfois endommager la structure de certains sols. L'utilisation de digestat augmente l'activité biologique de manière équivalente voire supérieure à d'autres matières organiques.

Bien qu'encore peu développé en Belgique, le digestat ayant subi un traitement augmentant sa teneur en matière sèche (séparation de phase) doit être considéré comme un amendement riche en nutriments similaire à un fumier de bovins. Souvent, il suffit de prévoir l'incorporation du digestat au sol quelques semaines avant la plantation ou le semis, afin que les cultures bénéficient de la libération des nutriments qu'il contient (Abächerli *et al.*, 2010). Il n'est pas épandu sur la culture en place.

1.4.1. Périodes d'épandage

La période optimale d'épandage pour la valorisation de l'azote est au début du printemps en prairie (Matsunaka *et al.*, 2006; AGRA-OST, 2010). Le digestat est également bien valorisé après une première coupe assez précoce (ensilage).

Le lisier ayant un comportement proche du digestat, il peut servir de référence pour les dates d'épandage au niveau des prairies (Figure 35).

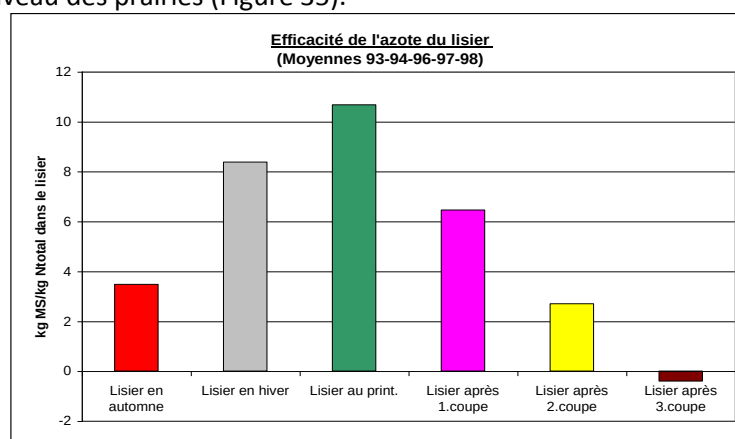


Figure 35. Efficacité de l'azote du lisier en fonction de la date d'épandage (AGRA-OST, 2010).

Le PGDA prescrit que les périodes d'épandage doivent être comprises entre le 15/01 et le 15/09 en prairie. Dans la deuxième quinzaine du mois de janvier, les apports sont limités à 80 kg N_{org}/ha. Pour les cultures, la période débute le 15/02 et se termine le 15/10. Etant un produit à action rapide, il doit être épandu quand les besoins des plantes sont importants, à des intervalles choisis en fonction de leur stade de développement. Les apports les plus tardifs doivent être limités à des quantités faibles (Matsunaka *et al.*, 2006). Le fractionnement des apports conduit à une meilleure utilisation de l'azote. Le Tableau 56 reprend les dates d'épandage pour différentes cultures.

Le digestat après seconde coupe est mal valorisé. Les fertilisations avec du digestat entre chaque coupe d'herbe sont cependant assez fréquentes. Sur maïs, une fertilisation en deux applications peut être réalisée. La première est réalisée sur le semis et la seconde au niveau du stage 6 – 8 feuilles.

Pour les céréales et la betterave, l'épandage sera souvent unique avant le semis. Les compléments d'azote sont appliqués sous forme d'engrais minéral. Le prélèvement tardif de l'azote est à éviter pour la betterave car la plante développe les feuilles au lieu d'accumuler du sucre dans la racine. L'utilisation de couverture du sol pendant la période hivernale permet de limiter cette libération tardive de l'azote (Legrand *et al.*, 2004).

Tableau 56. Périodes d'épandage pour l'utilisation de digestat (Abächerli et al., 2010; AGRA-OST, 2010; Fuchs, 2011). Vert : période optimale ; jaune : non optimal mais envisageable ; orange : à éviter mais pas interdit ; rouge : interdit ; bleu : à concurrence de max 80 kg N_{org}/ha si les conditions le permettent.

Mois	Cultures				
	Prairies	Céréales d'hiver	Céréales de printemps	Maïs ensilage	Betteraves sucrières
Janvier					
Février					
Mars	Reprise de la végétation				
Avril				Sur semis	
Mai					
Juin	Après 1ère coupe			6-8 feuilles	
Juillet					
Août					Avec Cipan
Septembre					
Octobre					
Novembre					
Décembre					

1.4.2. Doses d'épandage

La fertilisation azotée doit être raisonnée quasiment comme un engrais minéral, le fractionnement des apports peut être envisagé. Il est nécessaire de connaître la teneur exacte en azote ammoniacal et en azote organique résiduel si possible au moment de l'épandage. L'épandage ne doit se faire que lorsque les conditions sont optimales (le soir, par temps calme et humide) (AGRA-OST, 2008).

En Suisse, il est conseillé de ne pas épandre plus de 30 m³ par hectare à la fois, afin d'exploiter au mieux la teneur élevée en nutriments du digestat. L'épandage autorisé en trois ans est de 200 m³ par ha au maximum, à condition que ces volumes n'excèdent pas les besoins des plantes en azote et en phosphore.

1.4.3. Techniques d'épandage et modalités d'épandage

Avec la réduction de la viscosité par rapport à un lisier, le produit s'infiltre bien dans le sol. Les pertes ammoniacales sont importantes à cause de la forte concentration en N-NH₃ et du pH souvent élevé. Les techniques d'épandage en ligne, en rampe pendillard ou par rampe à patin suivie d'un enfouissement immédiat permettent de limiter les pertes ammoniacales. La dilution du digestat avec de l'eau par exemple à un taux de matière sèche de 4 à 6 %, ce qui permet de

limiter la volatilisation de l'ammoniaque et ce pour un coût acceptable. Sur prairie, l'épandeur à patins est à privilégier (Anonyme, 2012b).

En présence d'une couche de paille hachée, de mulch ou de résidus végétaux, il est conseillé de procéder par déchaumage avec injection simultanée ou de travailler d'abord la surface avec un cultivateur.

1.5. Prescriptions d'utilisation des boues

Les conditions d'utilisation des boues sont dictées en grande partie par la législation (cfr. point 8.2.2. du livrable 1). Les boues présentent trois catégories de contaminants (pathogènes, CTO et ETM) qui influent les modalités d'épandages de ces matières. Il faut rappeler que les boues sont interdites sur : cultures maraîchères ou fruitières, en forêt. Elles sont déconseillées sur les cultures de pomme de terre ainsi qu'en viticulture où les besoins en phosphore sont limités.

Pour les animaux d'élevage, l'ingestion d'herbe souillée, de fourrage souillé et de terre présente le risque principal de transfert de contaminants. La Figure 36 synthétise les risques liés à l'épandage des boues (Anonyme, 2010b).

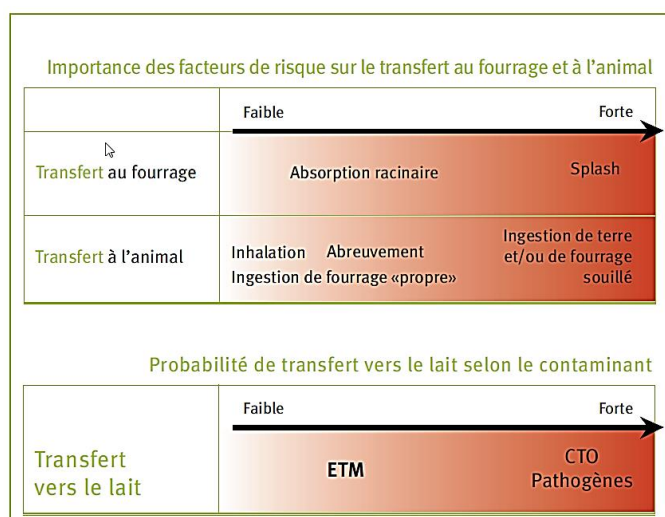


Figure 36. Facteurs des risques sur le transfert de contaminants.

Très souvent, les cultures retenues pour l'épandage sont des cultures de printemps tardives telles que le maïs. Cette culture valorise bien l'azote biodisponible des boues (ADEME, 2012).

Sur prairie, afin d'éviter les problèmes sanitaires, l'hygiénisation efficace des boues est vivement recommandée. Pour rappel, un délai après le pâturage ou la fauche est fixé légalement à 6 semaines. Le stockage des boues doit être préférentiellement réalisé en station d'épuration. Les dépôts de boues solides sont temporaires et il faut être attentif au percolât. L'épandage de boues d'épuration présente également des risques de diminution de l'appétence de l'herbe. Les boues liquides souillent moins durablement le fourrage.

Le nettoyage à l'automne et à l'hiver par les pluies limite les risques d'ingestion par les animaux. Les boues à teneur en matière sèche élevée sont à éviter en prairie du fait du risque de souillure durable des végétaux et de persistance de croûte en surface. Il est recommandé d'épandre sur herbe rase, après une fauche ou un pâturage. La pression au pâturage et la hauteur de fauche

sont à moduler afin d'éviter le surpâturage (ingestion de terre, de parties racinaires) et la récolte de parties souillées.

Les boues peuvent être épandues sur beaucoup de types de sols, néanmoins les sols très peu perméables ou à l'inverse les sols très drainants ne sont pas idéaux. Le pH est un paramètre qui doit être corrigé par la pratique agricole. Afin de ne pas entraîner trop de ruissellement, le sol compacté en surface ou au niveau de la semelle de labour n'est pas indiqué (Hébert et al., 2011). Les sols en pente ou à risque d'érosion sont un facteur de risque supplémentaire.

1.5.1. Périodes d'épandage

Dans l'idéal, l'apport de boues liquides doit se faire au moment le plus proche de la date de mise en culture. Une plus grande flexibilité peut être obtenue avec des boues compostées ou tout autre traitement modifiant la vitesse de minéralisation. Le Tableau 57 reprend les périodes d'épandages pour les boues sur différentes cultures.

Il est intéressant d'analyser les conditions d'épandage existantes (Tableau 58). L'Observatoire de l'eau du Conseil général de Seine-et-Marne a enregistré 626 épandages de boues en 2009. Les cultures préférentielles sont le colza, le blé et la betterave. Le colza est une culture qui peut bien valoriser les boues d'épuration car il a des besoins élevés en phosphore et faibles en potassium.

Les céréales (82 % de la SAU) dominent très largement le paysage agricole de cette région. Une tonne de boues (masse brute) apportaient en moyenne $9,5 \text{ kg} \pm 3,4$ d'azote, $16,3 \text{ kg} \pm 14,4$ de P_2O_5 et $80 \text{ kg} \pm 99,7$ de CaO (Anonyme, 2010a). La valeur agronomique des boues de Seine-et-Marne est équivalente pour l'azote par rapport aux boues urbaines de la Région wallonne. Elles ont cependant tendance à être plus riches en phosphore et en calcium que les boues de la Région wallonne.

Les dates d'apport sont très peu variables en fonction des cultures, elles se concentrent sur la fin du mois d'août. Le colza et le maïs grain reçoivent les boues également en avril. Les épandages d'été après récoltes sont privilégiés en Seine-et-Marne pour de multiples raisons : sol portant, respect du calendrier réglementaire français, et conformité aux pratiques agricoles régionales. L'épandage de printemps est limité car la portance des sols est souvent insuffisante durant cette période humide. Les doses sont plus faibles pour les betteraves. Les doses moyennes sont aux environs de 16 tonnes/hectare. Pour le blé et le maïs ensilage, des boues moins riches en CaO sont utilisées. Pour le maïs ensilage et le triticales des boues très riches en phosphore ont été épandues. Les deux épandages effectués sur les prairies ont employé des boues pauvres en éléments fertilisants. Lors de l'emploi des boues, il faut être attentif à l'équilibre nutritionnel de la plante et à l'analyse de sol, certaines applications pouvant apporter des excès de P et de Ca.

Tableau 57. Périodes d'épandage liées à l'utilisation de boues (Anonyme, 2010b; Leclech, 2010; ADEME, 2012).

Mois	Pré de fauche	Prairie pâturée	Céréales d'hiver	Céréales de printemps	Maïs ensilage	Betteraves sucrières	Colza
Janvier							
Février							
Mars							
Avril		Interdiction lors du pâturage et 6 semaines avant la mise en herbe					
Mai	Interdiction 6 semaines avant la fauche						
Juin							
Juillet							
Août							
Septembre							
Octobre			Boues compostées				
Novembre							
Décembre							

Tableau 58. Conditions d'épandage des boues de station d'épuration de la région de Seine-et-Marne en 2009. Ecart-types entre parenthèses.

Culture	Nombre d'épandage	Date moyenne d'épandage	Dose moyenne (t/ha)	N total apporté en moyenne (kg/ha)	P ₂ O ₅ apporté en moyenne (kg/ha)	CaO apporté en moyenne (kg/ha)
Avoine	1	18.08.2009	18.0	189	140	1652
Betterave	97	20.08.2009	13.2 (4)	128 (47)	229 (135)	1210 (741)
Blé	145	21.08.2009	16.4 (12)	130 (42)	210 (116)	1001 (584)
Colza	222	13.08.2009	16.6 (8)	142 (40)	187 (97)	1244 (770)
Maïs grain	94	28.08.2009	15.1 (8.8)	130 (52)	176 (102)	1150 (632)
Maïs ensilage	6	02.09.2009	9.5 (0.55)	95 (19)	349 (177)	609 (231)
Orge d'hiver	24	27.08.2009	16.8 (11.8)	124.5 (52)	199 (131)	1087 (715)
Orge de printemps	24	20.08.2009	16 (2.5)	116.2 (62)	196 (123)	1563 (670)
Prairie	2	04.08.2009	30.0	113	77	96
Tournesol	9	26.08.2009	17.4 (3.9)	186.7 (84)	222 (96)	1039 (440)
Triticale	2	05.08.2009	9.0	81.5 (3.5)	467 (20)	578 (24)
Moyenne	Σ = 626	19.08.2009	15.75 (9.4)	133.6 (47.1)	200.5 (114.7)	1160 (703)

1.5.2. Doses d'épandage

Pour les boues de types 1, 2 et 3 définies au délivrable 3, les contenus en éléments majeurs sont intéressants. Le phosphore limite très souvent les quantités à appliquer. Le potassium dans les boues de pommes de terre est présent à une très haute concentration et va limiter les apports. La législation limite également les quantités (cfr. 8.2.2. du délivrable 1) en fonction de l'utilisation (prairies et cultures) et du contenu en ETM. Toujours pour des raisons environnementales et législatives, les fréquences d'application sont relativement espacées (tous les 3 ans, voire plus).

Les boues de classe 4 sont des matières amendantes corrigeant le pH. Ce paragraphe va expliquer le dosage approximatif à prendre en compte. On estime que les besoins (lessivage, action des engrais et exportations des cultures) en CaO sont évalués à 270 pour les sols sableux et jusqu'à

790 kg de CaO par an pour les sols argileux (Destain, 2012). Il conseille dès lors d'apporter entre 1000 et 1500 kg de VN sur 3 ans sur sol limoneux. On estime qu'environ 2000 kg VN est nécessaire au relèvement du pH d'une unité en sol argilo-limoneux. Les besoins sont croissants avec la finesse de la texture du sol. La valeur neutralisante de ces boues est comparable aux écumes de sucrerie. Le Tableau 59 donne des indications des doses de boues du groupe C à apporter en fonction de l'objectif. Il est nécessaire de connaître les concentrations en bases (calcium, magnésium, etc.) du produit épandu car elles sont caractérisées par une très grande variabilité pour les boues d'industries papetières et des usines de potabilisation. Les boues d'industries papetières apportent du magnésium contrairement aux deux autres types. Un apport de 6t/ha de boues papetières apporte 195 kg de magnésium. Cette quantité correspond plus ou moins aux exportations des cultures exigeantes (colza, betterave sucrière avec des exportations comprises entre 50 et 90 kg/ha) ainsi qu'aux pertes par lixiviation (10 – 20 kg/an) sur une période de 3 ans.

Tableau 59. Capacité des boues du groupe C à corriger ou entretenir le statut acido-basique du sol.

Type de matière	Valeur neutralisante		Valeur indicative d'apport en t/ha en sol limoneux	
	VN moyenne	Ecart-type	Pour 1250 kg VN	Pour 2000 kg VN
	%		Entretien	Redressement
Boues ind. de papeterie	20.8	9.7	6.0	9.6
Boues ind. minières	38.9	4.0	3.2	5.1
Boues ind. potabilisation	20.3	17.8	6.2	9.9
Ecumes de sucrerie	24.5	3	5.1	8.2

1.5.3. Techniques d'épandage et modalités d'épandage

L'épandage ne se fait en général pas quand la culture est en place. L'apport peut être localisé dans l'interligne, avec des boues liquides en utilisant des pendillards. Le recours aux pendillards est considéré comme une bonne solution sur prairie (Anonyme, 2010b). Ils évitent la souillure des végétaux et la dispersion dans l'atmosphère. Des rampes d'aspersion basse pression (limitant le brouillard fin) peuvent également être utilisées. Pour les boues plus solides, non pompables, le matériel d'épandage est classique : hérissons verticaux avec ou sans disques de répartition.

2. ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX

2.1. Introduction aux facteurs de risques

Estimer les risques liés à l'utilisation des matières de recyclage est très complexe. Il faut prendre en compte le potentiel de pollution, le potentiel de mobilisation et la vulnérabilité des systèmes à protéger. Le projet UTILMO se focalise sur les concentrations et les quantités de contaminants dans les différentes matières. Le projet VALMO s'occupe de la définition réelle des risques en prenant en compte la vulnérabilité des différents systèmes (sol-plante, sol-plante-animaux d'élevage, etc.). La mobilité des polluants à travers les différentes composantes pourra être caractérisée.

Dans ce chapitre, trois types de contaminant vont être étudiés : les éléments traces métalliques, les composés traces organiques et les pathogènes. Une classification numérique a été réalisée afin de regrouper des matières similaires en termes de concentrations moyennes en ETM et CTO. Ces matières au contenu similaire peuvent être soumises à des contraintes administratives équivalentes. Une analyse des valeurs extrêmes complète la réflexion. Elle consiste à l'ajustement de distributions de probabilité pour les différentes matières et les différents contaminants. Dans

le cas d'une modification légale ou administrative, ces distributions permettent de donner *a priori* le nombre d'échantillons qui vont être jugés non conformes. La troisième partie est une réflexion autour des flux (doses réelles de contaminants apportées au champ) en fonction des législations en vigueur. La dernière section de ce volet se consacre aux risques liés aux pathogènes.

La législation en Région wallonne a été explicitée aux points 8.2.2. du livrable 1. A cela, des contraintes/jurisprudences administratives ont été mises en place. Les normes en Cd et Hg définies dans l'AGW du 12/01/1995 (10 ppm) ont été abaissées à 5 ppm (Ministère de la Région wallonne, 1995b). Les valeurs limites de concentration en éléments traces métalliques autorisées dans les matières recyclables en classe A et B sont indiquées au tableau 11. En Région wallonne, les matières sont séparées en trois catégories :

- A : matières résultant d'un processus industriel bien défini. Ex : écumes de sucrerie ;
- B1 : matières résultant d'un processus bien défini. Ex : composts, boues agro-alimentaires, digestats ;
- B2 : matières résultant d'un processus variable dans le temps. Ex : boues de stations d'épuration.

En fonction de leur catégorie, les matières ne doivent pas présenter de concentration en éléments traces métalliques et en composés traces organiques autorisés supérieure à certaines valeurs.

En plus des normes, un suivi spécifique est appliqué à chacune des catégories :

- A : traçabilité limitée à l'exploitation ;
- B1 : traçabilité parcellaire sans analyse de sol (mais pH sol > 6 pour les boues) ;
- B2 : traçabilité parcellaire avec des analyses de sol au moins tous les 10 ans dans un laboratoire agréé par la Région wallonne : pH et teneurs en éléments traces métalliques : cadmium, cuivre, nickel, plomb, zinc, mercure, chrome.

Les certificats d'utilisation imposent des analyses en composés traces organiques non prévues dans l'AGW 12/01/1995. Concrètement, les certificats d'utilisation imposent les analyses suivantes :

- BTEX et Styrène ;
- PAH : 6 de Borneff et PAH totaux (16) ;
- PCB : 7 congénères de Ballschmieter ;
- hydrocarbures aliphatiques (C9-C40) ;
- huiles minérales ;
- solvants halogénés.

À cela s'ajoute la réalisation de screenings semi-quantitatifs par XRF et GC/MS sur les éléments organiques et minéraux (Tableau 60).

Une comparaison des législations de différents pays a été entreprise. Les paramètres pris en compte et la définition de la qualité des matières exogènes sont variables. Trois types de paramètres peuvent être pris en compte : les teneurs en contaminants, les flux sur 1, 3 et 10 ans, et la quantité totale admissible sur un grand nombre d'années. Le Tableau 61 compare les normes à ne pas dépasser pour les engrais organiques et les boues dans différents pays. Pour

l'Australie, les valeurs reprises correspondent à la moyenne des régions de Tasmanie, de l'ouest de l'Australie et de Victoria (Darvodelsky *et al.*, 2009).

Il faut être conscient que chaque pays n'utilise pas les mêmes techniques de laboratoire. Les résultats ne sont donc pas toujours comparables.

Tableau 60. Normes wallonnes relatives aux certificats d'utilisation.

Contaminant (mg/kg MS)	A	B			A	B	
		B1	B2			B1	B2
Antimoine (Sb)	2			PCB Totaux	0,03	0,15	0,5
Arsenic	10	20	-				
Cadmium	0,75	1.5	(10) 5				
Chrome	50	100	500	Hydrocarbures aliphatiques (C9 – C40) totaux	150	500	1000
Cuivre	35	100	600	Hydrocarbures aliphatiques halogénés - totaux	0,03	0,1	
Cobalt	20	-	-				
Mercure	0,25	1	(10) 5				
Molybdène (Mo)	2,5			Pesticides totaux	0,3	1	
Plomb	70	100	500	Chlorobenzènes totaux	0,3	1	
Nickel	25	50	100				
Zinc	150	400	2000				
Hydrocarbures monocycliques aromatiques (MAH = BTEX+STYRENE) totaux	1	5	10	Chlorophénols totaux	0,3	1	
Hydrocarbures polycycliques aromatiques (PAH) 6 Borneff	1	3	6				
PAH totaux	2	5	10				
AOX	50	250		Cyanures libres	1	3	
LAS	500	1500		Cyanures totaux	5	15	
DEHP (phtalate)	20	50		EOX	0,3	5	
NPE	10	25					

Tableau 61. Comparaison des législations.

Contaminant	RW-B1	RW-B2	Québec 1	Québec 2	CH-bio	CH-engr.	CH- boues	NZ	Aust.	USA	UE	Dan.
As	20	-	13	41				30	46.6	41	-	
Cd	1.5	5	3	10	0.7	1	5	10	16.6	39	20	0.8
Cr	100	500	210	1000	70		500	1500	1333	1200	-	
Cu	100	600	400	1000	70	100	600	1250	1833	1500	1000	1000
Hg	1	5	0.8	4	0.4	1		7.5	11.7	17	16	0.8
Pb	100	500	150	300	45	120	500	300	446	300	750	120
Ni	50	100	62	180			80		270	420	300	
Zn	400	2000	700	1850	200	400	2000	2500	2500	2800	2500	
PCB tot.	0.15	0.5										
PAH tot.	5	10				4						3

2.2. Classification numérique sur le contenu en contaminants : note explicative

2.2.1. Introduction

Pour la classification numérique, les éléments pris en compte sont :

- des éléments traces métalliques (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni et Zn) ;
- des composés traces organiques :
 - les BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène) et Styrène;
 - les 6 PAH de Borneff (fluoranthène, benzo (b) fluoranthène, benzo (k) fluoranthène, benzo (a) pyrène, indéno (1, 2, 3 - c, d) pyrène, benzo (g, h, i) pérylène) ;
 - les PAH totaux (6 PAH de Borneff, naphtalène, acénaphtylène, acénaphène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo (a) anthracène, chrysène, dibenz (a,h) anthracène ;
 - les PCB (7 congénères de Ballschmieter, PCB n° 28, n° 52, n° 101, n° 118, n° 138, n° 153, n°180) ;
 - les hydrocarbures aliphatiques (C9-C40).

L'unité de concentration est unique : mg/kg de matière sèche.

L'objectif de cette classification est d'étudier les compositions moyennes des différentes matières en termes de contaminants. Cette étude du comportement moyen est complétée par une analyse statistique des valeurs extrêmes présentant des risques pour l'environnement.

2.2.2. Matériels

Dix-sept types de matières exogènes ont été retenus pour cette analyse. Les données proviennent de la Direction de protection des Sols de l'année 2008 pour les boues et les composts et de l'année 2010 pour les digestats. Cette classification se fait sur base de moyennes d'analyses. Les boues industrielles (11) sont surreprésentées. Dans un deuxième temps, la comparaison des matières exogènes avec les engrais de fermes est effectuée uniquement pour les éléments inorganiques.

2.2.3. Méthodologie

Le jeu de données est issu de moyennes d'analyses. Les données relatives aux concentrations ont tendance à avoir une asymétrie positive avec un moment d'ordre 3 positif et la médiane < moyenne. Les données nécessitent d'être transformées afin que la moyenne devienne un bon descripteur synthétique des valeurs mesurées. Une transformation logarithmique en base 10 a été effectuée. Il est à signaler que certains paramètres ne sont pas calculés pour l'ensemble des échantillons.

La classification numérique et l'analyse sur composante principale (ACP) s'effectuent sur des données normalisées à l'aide du logiciel minitab 16®. Les différentes variables possèdent des ordres de grandeurs différents, la normalisation permet de donner une pondération équivalente à l'ensemble des variables.

La finalité du regroupement de la classification numérique est un peu subjective. Pour cette raison, il est nécessaire d'étudier la robustesse de cette procédure. La classification numérique emploie différentes méthodes de liaison (Ward, simple, moyen, etc.) et de distance. Le critère d'arrêt du regroupement dépend du choix de celui qui traite les données.

2.2.4. Résultats

a. Statistiques descriptives du jeu de données

En premier lieu, des descripteurs statistiques classiques sont calculés (Tableau 62) pour donner un aperçu des valeurs moyennes et de leurs variations. Les coefficients de variations sont très importants.

Tableau 62. Statistiques élémentaires de l'ensemble des paramètres.

Contaminants (mg/kg MS)	Moyenne	Ecart-type	Coefficient de variation en %
As	2.52	1.44	57
Cd	0.56	0.32	58
Cu	43.11	37.25	86
Cr	31.29	35.45	113
Ni	14.65	11.65	80
Pb	24.10	28.51	118
Zn	200.30	152.10	76
Hg	0.12	0.13	103
BTEX	0.18	0.18	103
PAH6	0.73	0.90	123
PAHt	1.42	1.45	102
PCB	0.04	0.07	152
C9 – C40	86.90	111.40	128

b. Liaison entre les variables

La matrice de corrélation (Tableau 63) indique l'intensité de la liaison linéaire entre les variables. Les différentes variables sont souvent corrélées entre elles.

Tableau 63. Matrice de corrélation des variables. En jaune, les corrélations comprises en valeurs absolues entre 0,4 et 0,6. En vert, les corrélations supérieures en valeurs absolues à 0,6.

Contaminants	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	BTEX	PAH6	PAHt	PCB	C9C40
As	1.00												
Cd	0.50	1.00											
Cu	-0.09	0.28	1.00										
Cr	-0.27	-0.11	0.63	1.00									
Ni	-0.21	-0.01	0.63	0.92	1.00								
Pb	0.51	0.51	0.38	0.13	0.12	1.00							
Zn	0.34	0.58	0.70	0.23	0.25	0.62	1.00						
Hg	0.41	0.42	0.67	0.14	0.20	0.67	0.82	1.00					
BTEX	-0.46	0.16	0.14	-0.14	-0.13	-0.17	0.16	-0.05	1.00				
PAH6	0.17	0.32	0.76	0.63	0.66	0.52	0.60	0.54	-0.05	1.00			
PAHt	0.23	0.45	0.72	0.42	0.47	0.58	0.67	0.60	0.08	0.96	1.00		
PCB	-0.55	-0.23	0.54	0.92	0.86	-0.14	0.04	-0.07	0.08	0.51	0.31	1.00	
C9 – C40	-0.39	-0.13	0.15	-0.14	-0.19	-0.18	0.19	0.03	0.71	0.06	0.17	0.07	1.00

c. Analyse en composantes principales

L'analyse en composante principale est employée comme une procédure exploratoire des données. Les trois premières composantes prennent en compte 82.3 % de la variabilité (Tableau 64).

Tableau 64. Corrélations entre les variables initiales et les composantes principales (Z1, Z2, Z3). Le chiffre entre parenthèses correspond à la proportion de variance expliquée.

Contaminants	Z1 (41.1 %)	Z2 (25 %)	Z3 (16.2 %)
As	0.08	-0.45	-0.25
Cd	0.19	-0.33	0.09
Cu	0.38	0.10	0.11
Cr	0.29	0.36	-0.21
Ni	0.30	0.32	-0.22
Pb	0.27	-0.30	-0.08
Zn	0.34	-0.21	0.19
Hg	0.31	-0.25	0.07
BTEX	0.00	0.09	0.62
PAH6	0.40	0.04	-0.03
PAHt	0.38	-0.06	0.10
PCB	0.21	0.47	-0.06
C9 – C40	0.01	0.10	0.61

Les composantes principales sont relativement difficiles à interpréter. La première composante comme un axe de richesse en ETM et en hydrocarbures aromatiques polycycliques. La deuxième composante peut être perçue comme un axe de pauvreté en certains ETM (As, Cd, Zn et Hg) et est corrélée positivement avec les PCB's. La 3^{ème} composante correspond notamment à un axe de richesse en BTEX et en hydrocarbure aliphatique. Le premier plan factoriel utilisant les deux premières composantes principales est expliqué à la Figure 37. A l'aide de formes, les matières se distinguant ont été mises en évidence.

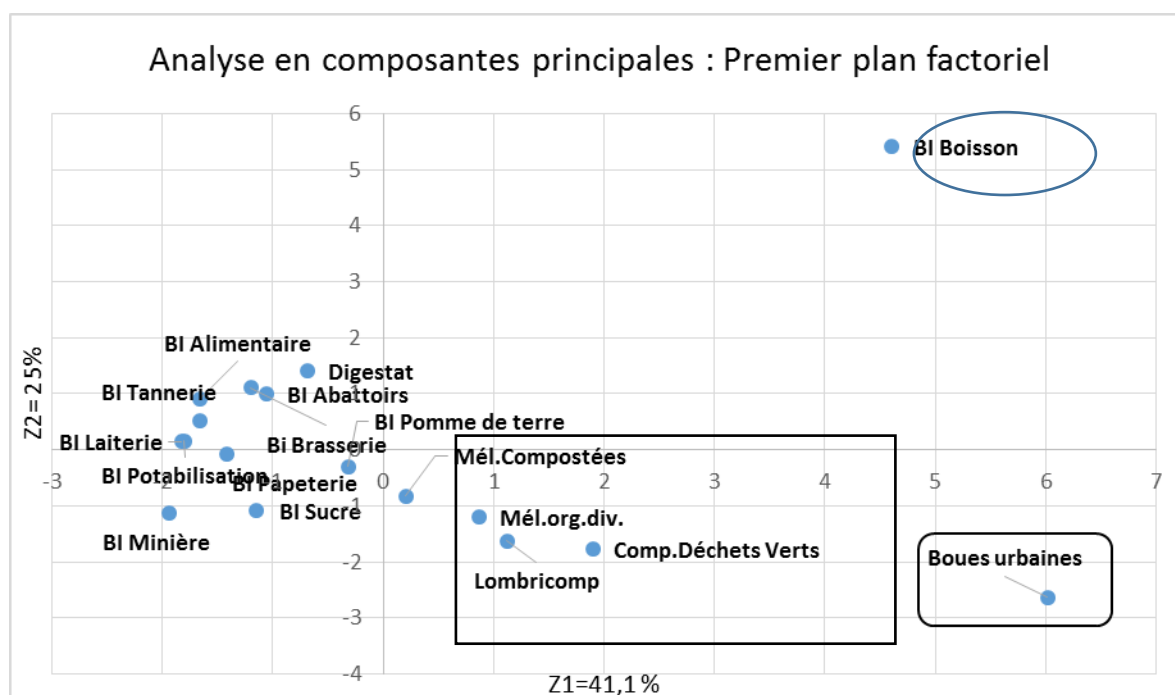


Figure 37. Analyse en composantes principales : premier plan factoriel.

Les boues industrielles hormis les boues industrielles de boisson font un tir groupé dans les deux premiers plans factoriels. Les composts possèdent également des valeurs des composantes principales similaires. Les boues urbaines et les boues de boisson sont fortement éloignées des autres matières. Cela est dû à leurs richesses en ETM.

Les digestats le sont également sur le deuxième plan factoriel (Figure 38). Ceci est notamment en relation avec la forte concentration moyenne en PCB's.

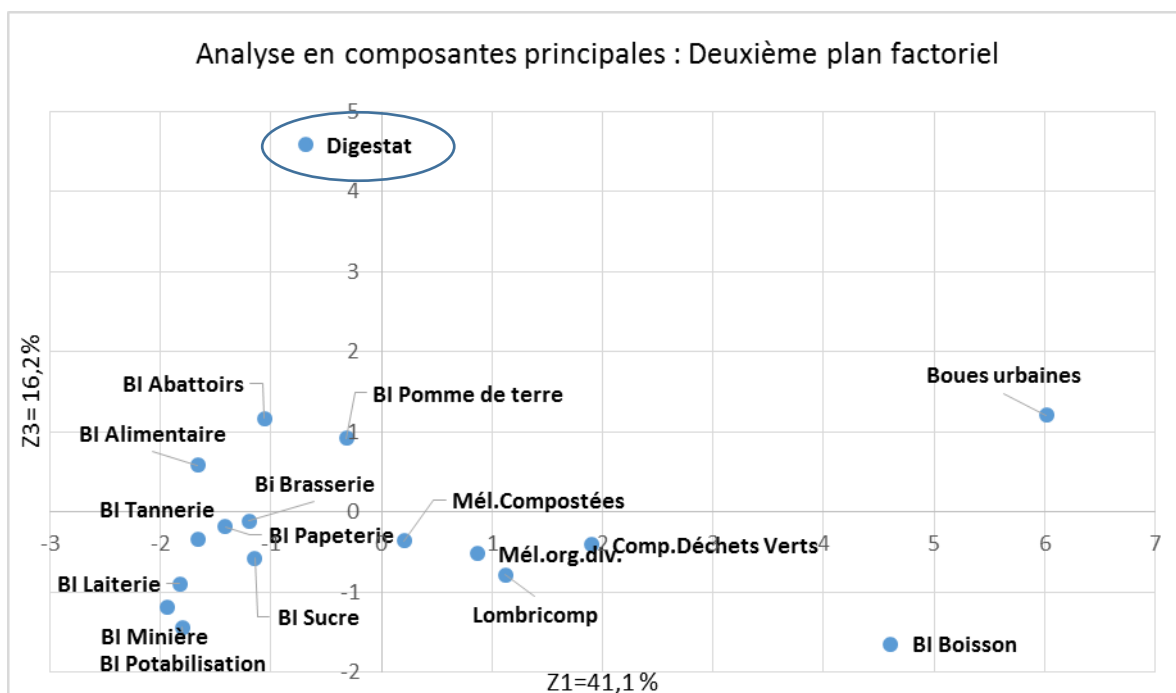


Figure 38. Analyse en composantes principales : deuxième plan factoriel.

d. Classification numérique

Suite à l'étude de l'évolution de la similarité en fonction du nombre de groupe, 5 groupes ont été retenus. La classification finale utilise la liaison de Ward et les distances euclidiennes (Figure 39). Selon les méthodes, les boues industrielles sont parfois placées avec les digestats (Tableau 65). Si la classification est limitée à 4 groupes, les digestats sont liés aux groupes majoritaires. Les mélanges compostés sont relativement similaires aux composts « mélanges organiques divers ». Dans le cas d'une séparation en six groupes, le groupe des boues industrielles est scindé en deux : les boues d'industries agro-alimentaires, de brasseries, d'abattoirs, d'industrie de la pomme de terre dans un groupe et les boues de laiteries, de potabilisation, de tanneries, de papeteries, minières et de sucrière dans un autre. Comme le mettait en évidence l'analyse en composante principale, les boues de boisson (attention uniquement une seule mesure), les digestats et les boues urbaines forment des groupes à eux seuls.

Le Tableau 66 reprend la composition chimique en contaminant des différents groupes.

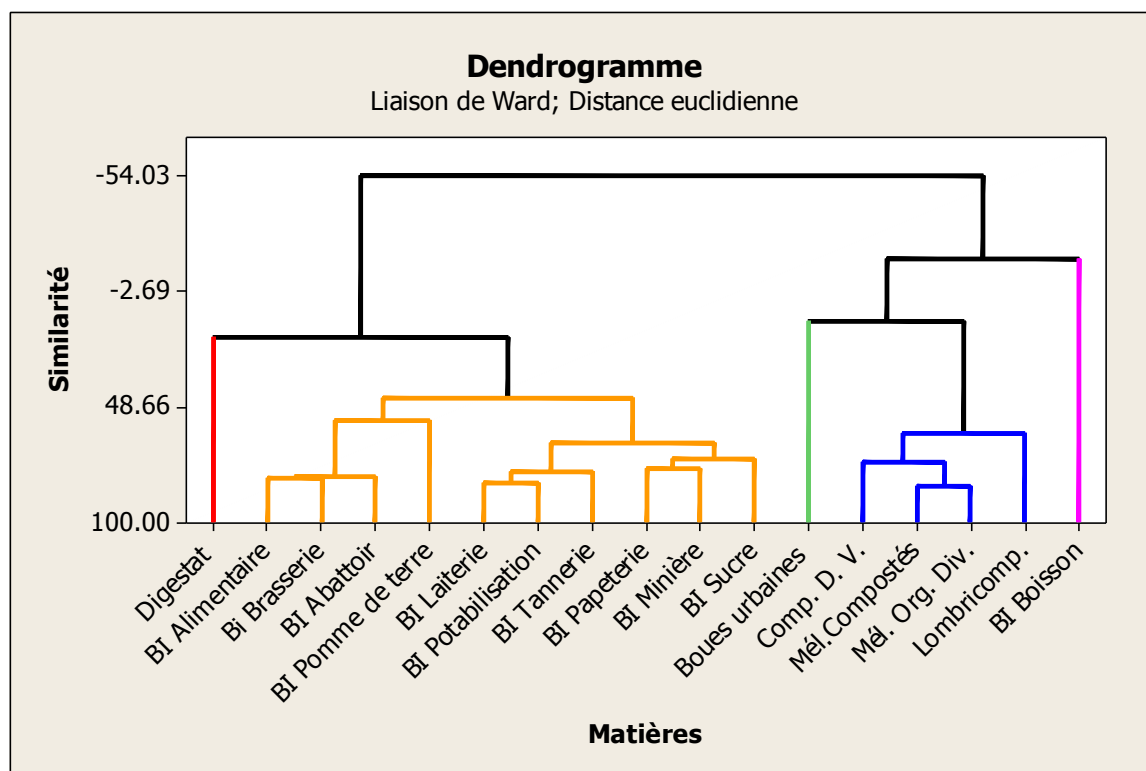


Figure 39. Dendrogramme en utilisant la distance euclidienne et la liaison de Ward.

Tableau 65. Résultats de la classification en fonction du type de liaison et de la mesure de distance. L. pour liaison et D. pour distance.

Type de matières	L. Ward D. Eucl.	L. Ward D. Manhattan	L. simple D. Eucl.	L. médiane D. Eucl.
Digestat	α	α	α	α
Boues urbaines	β	β	β	β
Comp. DV	χ	χ	χ	χ
Lombricomp.	χ	χ	χ	χ
Mél. compostés	χ	χ	χ	χ
Mél. Org. Div.	χ	χ	χ	χ
BI Alimentaire	δ	α	χ	χ
BI Abattoir	δ	α	χ	χ
BI Brasserie	δ	α	χ	χ
BI Laiterie	δ	δ	χ	χ
BI Papeterie	δ	α	χ	χ
BI Pomme de terre	δ	α	δ	δ
BI Potabilisation	δ	δ	χ	χ
BI Sucre	δ	δ	χ	χ
BI Tannerie	δ	α	χ	χ
BI Boisson	ε	ε	ε	ε
BI Minière	δ	δ	χ	χ

Tableau 66. Valeurs moyennes et écarts-types des différents groupes.

Paramètre		Groupe				
		α (1)	β (1)	χ (4)	δ (10)	ε (1)
As	Moy.	0.56	4.53	3.54	2.31	0.40
	Ec-type	*	*	0.52	1.31	*
Cd	Moy.	0.45	1.12	0.74	0.47	0.31
	Ec-type	*	*	0.16	0.33	*
Cu	Moy.	43.72	147.04	39.54	26.99	114.00
	Ec-type	*	*	9.44	19.62	*
Cr	Moy.	12.48	42.03	29.37	19.69	163.00
	Ec-type	*	*	10.54	8.12	*
Ni	Moy.	7.63	22.70	13.39	10.91	56.00
	Ec-type	*	*	1.69	4.64	*
Pb	Moy.	5.95	69.20	61.50	7.24	16.00
	Ec-type	*	*	25.90	3.70	*
Zn	Moy.	212	667	241	134	222
	Ec-type	*	*	58.6	100.8	*
Hg	Moy.	0.06	0.57	0.16	0.08	0.10
	Ec-type	*	*	0.07	0.04	*
BTEx	Moy.	0.74	0.21	0.12	0.15	0.10
	Ec-type	*	*	0.04	0.15	*
PAH6	Moy.	0.62	2.52	1.27	0.16	2.64
	Ec-type	*	*	0.71	0.09	*
PAHt	Moy.	1.70	4.73	2.42	0.48	3.22
	Ec-type	*	*	1.35	0.32	*
PCB	Moy.	0.07	0.03	0.02	0.03	0.30
	Ec-type	*	*	0.00	0.02	*
C9C40	Moy.	471.62	143.94	39.10	65.90	45.99
	Ec-type	*	*	31.10	56.90	*

Selon la Figure 40, les classes α (composts) et β (boues industrielles sans les boues de boisson) sont relativement proches.

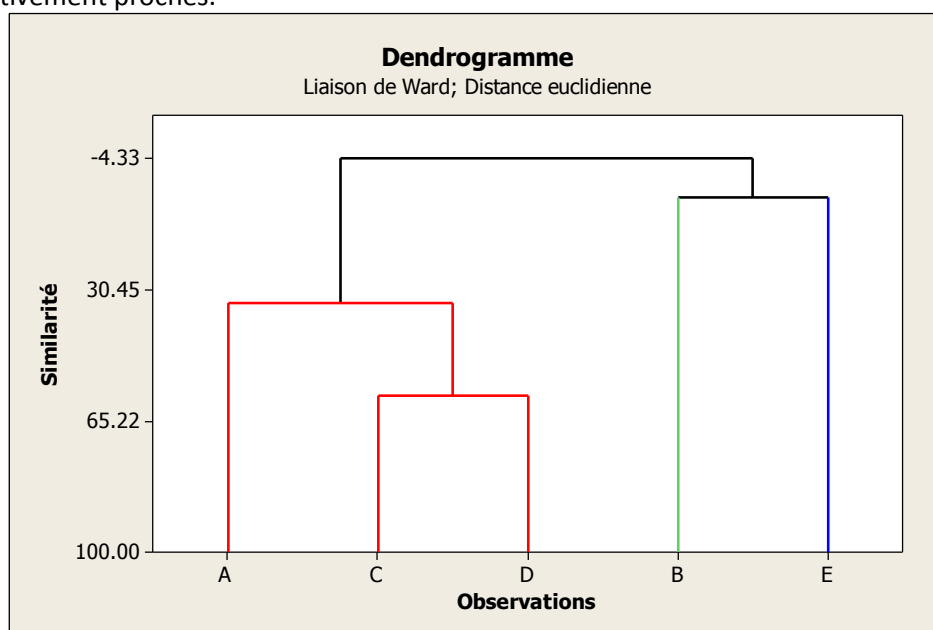


Figure 40. Similarités entre les classes.

2.2.5. Interprétations et conclusions

Le Tableau 67 reprend les caractéristiques synthétiques et les comportements moyens en termes de contaminants des différentes classes. Pour chaque classe de matières, des contaminants sont à surveiller avec plus de précision. Cette spécificité provient notamment des traitements. Le compostage par exemple permet de dégrader certains composés traces organiques peu persistants.

Dans le cadre du projet CONTASOL, des concentrations en ETM ont été mesurées dans les engrais de ferme (Tableau 68). Les déjections peuvent contenir des quantités assez importantes d'oligo-éléments fonction de l'alimentation des animaux d'élevage. La Figure 41 permet la comparaison pour les ETM des engrais de ferme (moyenne des concentrations) avec les différentes classes de matières organiques exogènes.

Les engrais de ferme contiennent peu d'ETM à l'exception du cuivre, du nickel et du zinc (Figure 41). Les boues urbaines (classe B) présentent les teneurs les plus élevées à l'exception du chrome et du nickel.

Cette classification a permis de créer des groupes présentant des concentrations moyennes similaires. Les matières d'origine équivalente ont été rassemblées dans des groupes. Les boues urbaines présentent des concentrations en contaminants plus élevées que les autres classes de matières.

Tableau 67. Caractéristiques synthétiques des différentes classes.

Type de matières	Classification finale	Interprétations
Digestat	α	Les digestats présentent des concentrations en ET faibles. Les teneurs en BTEX, hydrocarbures C9-C40 et en PCB's sont élevées
Boues urbaines	β	Les boues urbaines ont les concentrations moyennes pour les éléments inorganiques les plus élevés. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques ont aussi des teneurs élevées
Comp. DV	χ	Les composts sont réunis dans ce groupe. Les teneurs en CTO sont moindres que les autres groupes. Les teneurs en ETM sont relativement importantes
Lombricomp.		
Mél. compostés		
Mél. Org. Div.		
BI Alimentaire	δ	Les boues industrielles possèdent en moyenne moins de contaminants que leurs homologues urbains, notamment avec des concentrations en CTO assez faibles
BI Abattoir		
BI Brasserie		
BI Laiterie		
BI Papeterie		
BI Pomme de terre		
BI		
Potabilisation		
BI Sucre		
BI Tannerie		
BI Minière		
BI Boisson (1)	ε	Elles contiennent beaucoup de chrome, de nickel et de cuivre. Attention ce groupe ne représente qu'un seul échantillon

Tableau 68. Concentrations moyennes des ETM dans les engrais de ferme.

Concentrations moyennes (mg/kg MS)	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
Normes qualité B1	5	1.5	100	100	50	100	400	1
Composts de fumier	0.63	0.24	43	12.3	75.8	0.29	173	0.11
Fientes de volaille	0.01	0.33	77	5.8	27.7	0.10	373	0.04
Fumiers de bovins	0.04	0.15	25	5.7	21.9	0.09	111	0.05
Fumiers de volaille	0.01	0.09	119	4.0	8.9	0.08	540	0.03
Lisiers de bovins	0.09	0.34	50	7.2	24.8	0.17	241	0.06
Lisiers de porcs	0.31	0.42	254	4.8	20.7	0.14	697	0.03

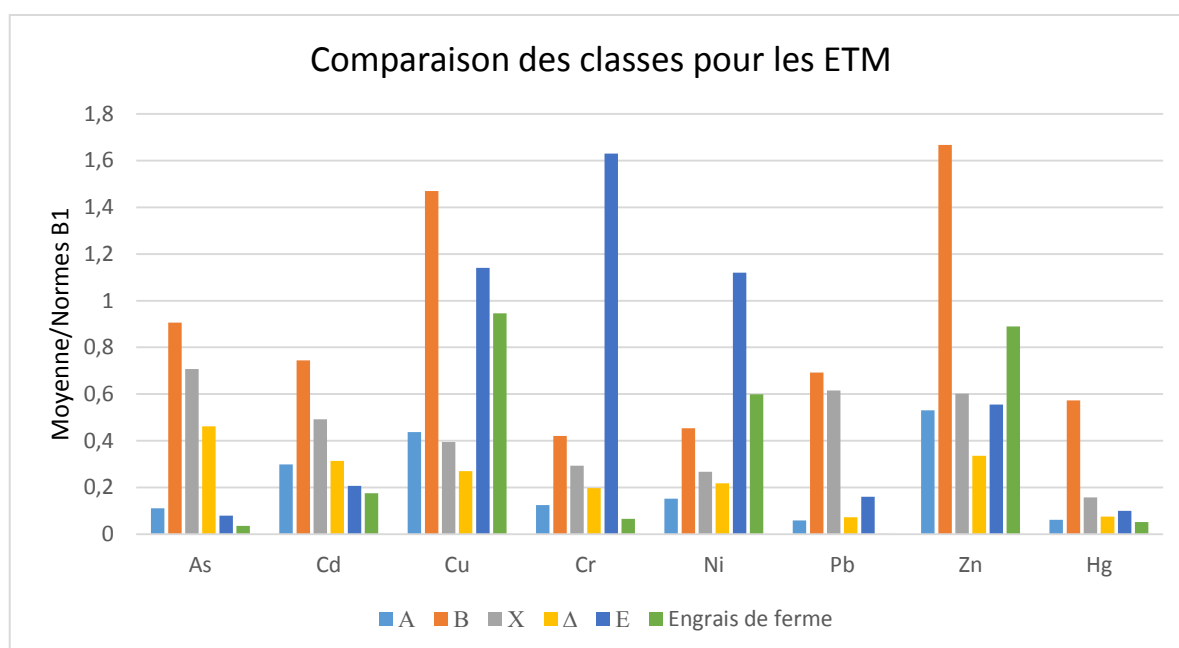


Figure 41. Comparaison des classes de matières pour les ETM.

2.3. Analyses des risques : éléments traces inorganiques et composés traces organiques

Introduction

Pour cette étude du risque, les éléments pris en compte sont :

- des éléments traces métalliques (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni et Zn) ;
- des composés traces organiques :
 - les BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène) et Styrène;
 - les 6 PAH de Borneff (fluoranthène, benzo (b) fluoranthène, benzo (k) fluoranthène, benzo (a) pyrène, indéno (1, 2, 3 - c, d) pyrène, benzo (g, h, i) pérylène) ;
 - les PAH totaux (6 PAH de Borneff, naphtalène, acénaphtylène, acénaphtène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo (a) anthracène, chrysène, dibenz (a,h) anthracène) ;

- les PCB (7 congénères de Ballschmieter, PCB n° 28, n° 52, n° 101, n° 118, n° 138, n° 153, n° 180) ;
- les hydrocarbures aliphatiques (C9-C40).

L'unité de concentration est unique : mg/kg de matière sèche.

Trois unités de biométhanisation ont été reprises : Sodecom, Kessler et Bioénergie Libramont.

2.3.1. Méthodologie

L'appréciation du risque peut être effectuée de différentes manières. La probabilité de dépassement des normes a été estimée.

$$\text{Probabilité de dépassement de la norme} = 1 - F(x)$$

avec $F(x)$ = fonction de répartition.

Dans le domaine discret, la fonction de répartition empirique est établie à partir de la distribution des fréquences observées. Cette dernière est d'autant plus exacte que le nombre de données est important. Afin d'étudier des probabilités pour des valeurs non encore observées, il est nécessaire d'ajuster une fonction de densité de probabilité continue sur les données. A l'aide du logiciel Easyfit® 5.5, l'analyse fréquentielle des données a été réalisée. La méthodologie employée est synthétisée à la Figure 42. L'estimation des paramètres des distributions est majoritairement effectuée en utilisant la méthode du maximum de vraisemblance. La constitution de la série de valeurs cherche un compromis entre la sélection des valeurs extrêmes et garder un effectif suffisamment important. Dans le cas où la norme est plus basse ou proche de la médiane, un jeu de données plus large a été conservé (75 % des valeurs les plus importantes).

Définition des objectifs : détermination de la probabilité de dépassement des normes légales

Constitution d'une série de valeurs : $\forall x > \text{médiane}$

Ajustement de 61 modèles via Easyfit

Sélection du modèle selon les tests de Kolmogorov-Smirnov, Anderson-Darling, χ^2 et l'ajustement visuel (P empirique vs P modèle)

Calcul des probabilités de dépassement des normes légales

Figure 42. Méthodologie de l'analyse fréquentielle selon (Musy, 2006).

Trois valeurs ont été sélectionnées pour calculer les probabilités de non-conformité : la valeur B1, la valeur $B1 \cdot 1,4$ et la valeur B2. L'emploi d'une valeur intermédiaire sert à mettre en évidence la diminution plus ou moins forte de la probabilité après le dépassement de la norme B1.

2.3.2. Résultats et interprétations

a. Digestats

Tout d'abord les descripteurs classiques sont présentés dans le Tableau 69. Treize variables ont été retenues où le nombre de mesures est jugé suffisant pour entreprendre ce type d'analyse.

Tableau 69. Statistiques descriptives des contaminants pour les digestats. Q 0.75 correspond au 75^{ème} percentile.

Variable en mg/kg MS	Moyenne	Ecart-type	Q 0.75	Maximum
As	0.92	1.64	1.28	15.00
Cd	0.59	0.73	0.45	5.33
Cu	55.12	41.14	83.75	198
Cr	14.43	6.87	17.75	31.00
Ni	8.33	3.56	10	24
Pb	11.23	27.19	11.75	249
Zn	231.80	102	309.50	515
Hg	0.07	0.05	0.07	0.41
Btex	0.82	0.38	1.05	3.10
PAH6	0.93	0.73	1.27	3.67
PAH	2.49	1.90	3.62	8.54
PCB	0.15	0.57	0.14	5.39
C9 – C40	613.10	522.20	755.30	3100

Les concentrations des contaminants sont caractérisées la plupart du temps par des comportements très éloignés de la distribution normale. L'hypothèse de normalité a été rejetée pour l'ensemble des variables. La Figure 43 met en évidence la présence de distribution très dissymétrique (toujours positive) notamment pour les PCB's, les Btex et l'arsenic. En fonction des valeurs de ces moments d'ordre 3 ou 4, différentes distributions théoriques sont adaptées. Pour rappel, une distribution normale a une asymétrie et un coefficient d'aplatissement nuls. Le logiciel utilisé à l'avantage d'ajuster un grand nombre de distributions.

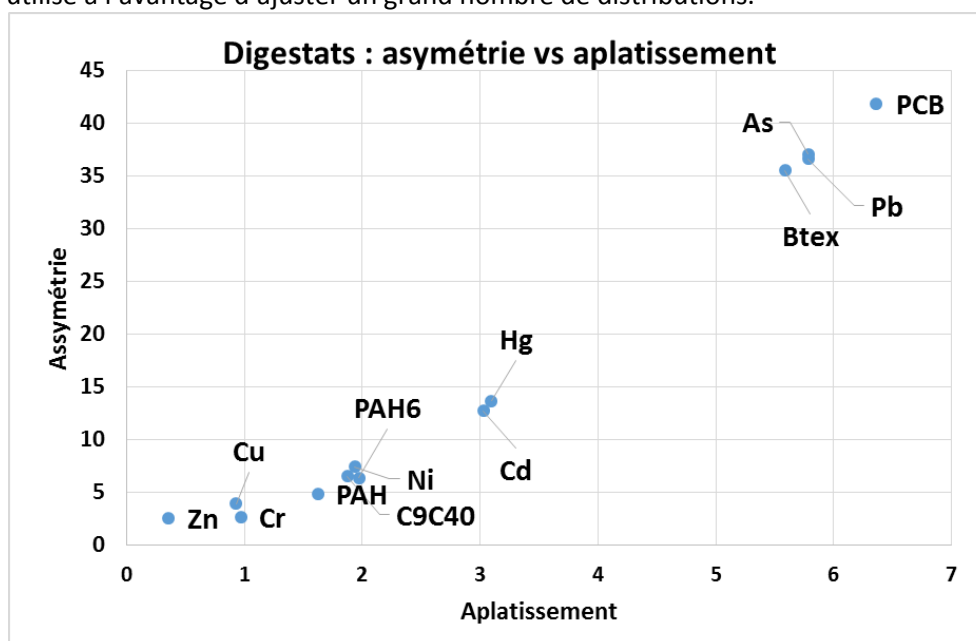


Figure 43. Coefficient d'asymétrie (skweness) en fonction de l'aplatissement (kurtosis).

La matrice de corrélation indique les liaisons linéaires entre les variables pour les valeurs supérieures à la médiane (Tableau 70). Les liaisons étant très importantes, la probabilité de dépassement d'un contaminant est rarement stochastique, indépendante de la probabilité de dépassement d'un autre contaminant. Les corrélations entre les contaminants sont toujours positives.

Tableau 70. Matrice de corrélation entre les différents contaminants repris dans l'analyse fréquentielle pour les digestats.

	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	BTEX	PAH6	PAH	PCB	C9 – 40
As	1												
Cd	0.85	1											
Cu	0.66	0.80	1										
Cr	0.55	0.80	0.93	1									
Ni	0.80	0.93	0.93	0.93	1								
Pb	0.99	0.86	0.62	0.50	0.76	1							
Zn	0.60	0.73	0.98	0.93	0.90	0.54	1						
Hg	0.87	0.94	0.89	0.81	0.93	0.87	0.82	1					
BTEX	0.99	0.85	0.68	0.58	0.82	0.98	0.63	0.87	1				
PAH6	0.74	0.96	0.91	0.93	0.97	0.73	0.87	0.93	0.76	1			
PAH	0.67	0.91	0.94	0.95	0.96	0.65	0.90	0.90	0.68	0.99	1		
PCB	0.98	0.76	0.51	0.38	0.67	0.98	0.44	0.78	0.97	0.61	0.52	1	
C9 – C40	0.77	0.94	0.93	0.94	0.99	0.74	0.90	0.94	0.79	0.99	0.98	0.64	1

Le Tableau 71 reprend les probabilités de dépassement des normes. La quatrième colonne correspond à la fréquence de dépassement de la norme la plus restrictive pour les données observées. Les distributions associées et la qualité de l'ajustement sont spécifiées à l'annexe 1. La probabilité observée est spécifiée avec un accent circonflexe.

Tableau 71. Probabilités de dépassement des normes pour le digestat.

Digestats	Normes max. ETM et MPO – B1	1.4*normes max. ETM et MPO – B1	Normes max. ETM et MPO - B2	$\hat{P}$ ($x > \text{Norme}$)	P ($x > \text{Norme}$)	P ($x > 1.4\text{Norme}$)	P ($x > \text{Norme}$)
As	5	7	20	1.14E-02	1.14E-02	3.86E-03	1.04E-04
Cd	1.5	2.1	10	6.82E-02	6.40E-02	3.72E-02	3.65E-03
Cu	100	140	600	1.59E-01	2.90E-01	6.34E-02	0
Cr	100	140	500	0	7.53E-07	1.85E-14	0
Ni	50	70	100	0	6.54E-03	3.45E-03	1.80E-03
Pb	100	140	500	1.14E-02	4.35E-04	1.40E-04	1.90E-06
Zn	400	560	2000	9.09E-02	1.27E-01	9.36E-04	0
Hg	1	1.4	10	0	8.45E-04	3.37E-04	1.41E-06
Btex	10	14	20	0	6.46E-06	2.09E-06	6.45E-07
PAH6	5	7	10	0	5.35E-03	1.73E-03	5.21E-04
PAH	10	14	20	0	1.79E-02	6.26E-03	2.05E-03
PCB	0.15	0.21	0.5	1.48E-01	3.07E-01	1.33E-01	1.13E-02
C9 – C40	500	700	1000	4.09E-01	8.46E-01	2.59E-01	1.38E-01

Les digestats sont tenus de respecter les normes B1. Certains éléments traces comme le chrome, le mercure et les BTEX ne posent pas de problème pour les digestats échantillonnés. A l'inverse, les hydrocarbures aliphatiques, ayant des chaînes de carbone comprises entre 9 et 40 carbones, sont très souvent présents en excès. 12,7 % des échantillons possèdent des quantités excédentaires de zinc selon la norme B1. Néanmoins, le maximum mesuré n'est que de 515 mg/kg MS. La probabilité d'avoir un échantillon qui dépasse la norme B2 de 2000 ppm est très faible. Le cuivre et les PCB's dépassent fréquemment la norme B1. Le maximum de 5,39 ppm de PCB's est peut-être une valeur aberrante issue d'une faute d'encodage ou de laboratoire. Deux

autres analyses ont été mesurées par le laboratoire du BeaGx pour le digestat de la Sodecom le même jour, les valeurs étaient normales.

b. Composts

Pour l'analyse statistique suivante, les types de composts n'ont pas été distingués afin de garantir un nombre de mesures suffisant (Tableau 72). Sous le nom compost, nous retrouvons les mélanges organiques divers, les composts de déchets verts, les mélanges composés et le lombricompost. Le compost de fumier n'est pas repris dans cette analyse. Le nickel et les BTEX présentent des risques nuls de dépassement de normes (Tableau 73).

Tableau 72. Statistiques descriptives des contaminants pour les composts.

Variable mg/kg MS	N	Moyenne	Ecart-type	Q 0.75	Maximum
As	72	4.31	2.06	5.71	12.7
Cd	110	0.81	0.34	1.02	1.67
Cu	111	42.15	23.02	48.60	197
Cr	111	28.70	15.88	38	87
Ni	111	14.28	4.24	16.50	24.7
Pb	111	58.15	26.01	74.00	136
Zn	111	250.90	123.90	297	1074
Hg	110	0.15	0.12	0.16	1
BTEX	67	0.16	0.11	0.20	0.56
PAH6	88	1.84	1.19	2.60	5.06
PAH	88	3.48	2.44	4.69	11.2
PCB	88	0.02	0.03	0.02	0.15
C9 – C40	66	123.80	167.40	180	862

Tableau 73. Probabilités de dépassement des normes pour les composts.

Composts	Normes max. ETM et MPO – B1	1.4*normes max. ETM et MPO – B1	Normes max. ETM et MPO – B2	$\hat{P}$ (x > Norme)	P (x > Norme)	P (x > 1.4 Norme)	P (x > Norme)
As	5	7	20	3.47E-01	4.51E-01	1.66E-01	0
Cd	1.5	2.1	10	3.64E-02	6.50E-02	3.43E-03	0
Cu	100	140	600	9.01E-03	5.33E-02	1.35E-02	9.51E-09
Cr	100	140	500	0	3.48E-03	7.80E-06	0
Ni	50	70	100	0	0	0	0
Pb	100	140	500	7.21E-02	1.34E-01	1.57E-02	1.01E-13
Zn	400	560	2000	9.01E-02	1.76E-01	4.86E-02	4.26E-05
Hg	1	1.4	10	0	1.20E-02	7.04E-03	3.68E-04
BTEX	10	14	20	0	1.31E-10	0	0
PAH6	5	7	10	1.14E-02	3.34E-02	2.88E-03	1.28E-05
PAH	10	14	20	2.27E-02	4.85E-02	1.96E-02	7.41E-03
PCB	0.15	0.21	0.5	0	1.90E-02	9.29E-03	1.30E-03
C9 – C40	500	700	1000	3.03E-02	5.92E-02	2.45E-02	9.24E-03

Les composts sont tenus de respecter les normes B1. L'arsenic, le plomb et le zinc sont identifiés comme potentiellement problématiques ; néanmoins peu de valeur dépasse fortement ce seuil. Ceci est vérifiable par l'observation des probabilités de dépassement au-delà de la valeur de B2.

c. Boues des stations d'épuration urbaines

Les concentrations en contaminants sont en moyenne plus importantes dans les boues urbaines que dans les digestats et les composts (Tableau 74).

Tableau 74. Statistiques descriptives des contaminants pour les boues urbaines. Q 0.75 correspond au 75^{ème} percentile.

Contaminant (mg/kg MS)	N	Moyenne	Ecart-Type	Q 0.75	Maximum
As	65	5.33	2.41	6.61	14.70
Cd	109	1.19	0.42	1.51	2.31
Cu	111	155.37	53.35	188	390
Cr	111	46.98	22.44	64	114
Ni	111	24.31	8.96	29	52
Pb	111	73.25	25.91	91	186
Zn	111	704.60	239.30	864	1885
Hg	111	0.69	0.56	0.80	5.50

Le Tableau 75 reprend les probabilités de dépassement des normes pour les éléments inorganiques. Les boues ne doivent pas dépasser les normes B2.

Tableau 75. Probabilités de dépassement des normes pour les boues urbaines pour les éléments inorganiques.

Boues urbaines	Normes max. ETM – B1	1.4*normes max. ETM – B1-	Normes max. ETM – B2	$\hat{P}$ (x > Norme)	P (x > Norme)	P (x > 1.4 Norme)	P (x > Norme)
As	5	7	20	5.08E-01	5.00E-01	2.08E-01	2.49E-04
Cd	1.5	2.1	10	2.48E-01	4.17E-01	4.14E-02	0
Cu	100	140	600	8.92E-01	8.91E-01	5.77E-01	3.85E-04
Cr	100	140	500	2.70E-02	4.25E-02	1.24E-06	3.97E-09
Ni	50	70	100	9.01E-03	2.64E-02	2.07E-03	5.63E-05
Pb	100	140	500	1.53E-01	2.65E-01	3.54E-02	0
Zn	400	560	2000	9.19E-01	9.27E-01	7.12E-01	2.33E-05
Hg	1	1.4	10	9.01E-02	2.01E-01	4.53E-02	4.59E-06

Les concentrations en contaminants sont souvent en excès par rapport à la norme B1. Le chrome ne présente pas de risque important. Néanmoins, l'étude de la queue de distribution montre que le risque de dépassement de la norme B2 est très faible pour la plupart des paramètres. Pour les composés traces organiques, le faible nombre de valeurs extrêmes rend difficile l'ajustement de modèle. Le Tableau 76 donne les probabilités de dépassement de normes observées.

Tableau 76. Probabilités de dépassement des normes pour les boues urbaines pour les éléments organiques.

Variable	n	Moyenne	Q 0.75	Max	Norme B1	Norme B2	$\hat{P}$ (x > Normes B1)	$\hat{P}$ (x > 1.4* Normes B1)	$\hat{P}$ (x > Normes B2)
BTEX	66	0.62	0.60	6.17	10	20	0	0	0
PAH6	72	3.20	4.26	9.72	5	10	1.9E-01	5.6E-02	0.00
PAHt	72	6.00	7.44	20.18	10	20	1.7E-01	4.2E-02	1.4E-02
PCBt	66	0.04	0.06	0.14	0.15	0.5	1.5E-02	0	0
C9 – C40	64	220.80	266.70	1576	500	1000	1.6E-01	6.3E-02	1.6E-02
Solvants halogénés	52	0.21	0.25	0.70	0.1	1	3.7E-01	3.5E-01	0

d. Boues industrielles

Pour les boues industrielles, le faible nombre de données rend l'étude des valeurs extrêmes difficile.

2.3.3. Comparaison des matières

a. En fonction de la norme de qualité B1

Pour les éléments traces, les composts et les boues dépassent souvent la teneur de 5 ppm (Figure 44). Pour le cadmium, le cuivre et le zinc, les boues urbaines présentent des risques supérieurs aux autres matières. Le chrome et le nickel ne posent pas de problème.

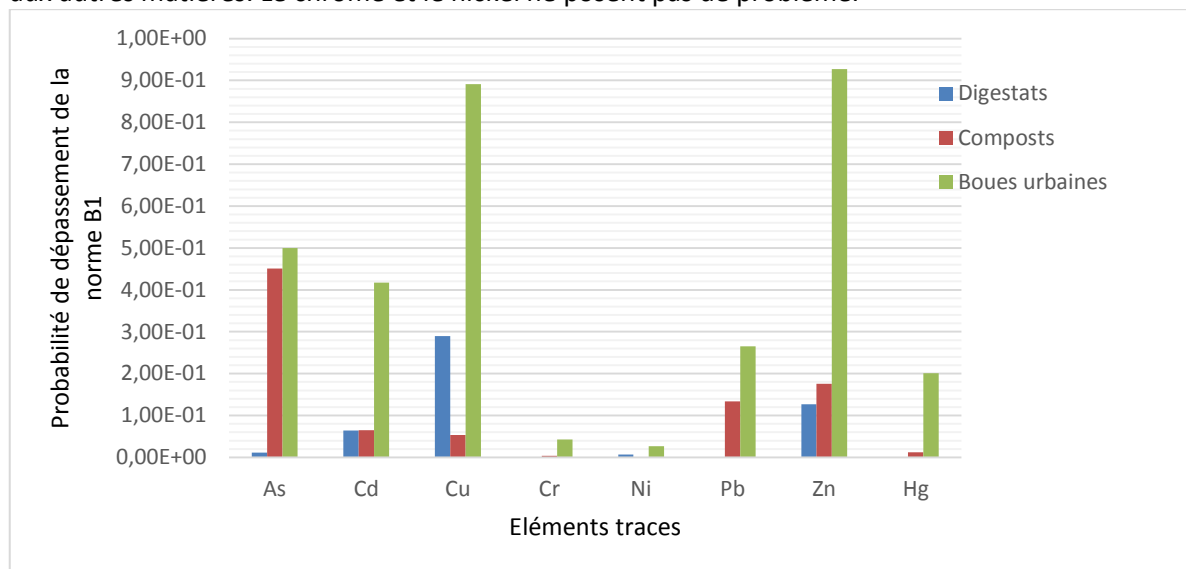


Figure 44. Comparaison des matières selon la probabilité de dépassement de norme B1.

b. En fonction de la norme de qualité B2

Les dépassements de cette norme sont très rares : 3,65 ‰ au maximum (Figure 45). Un jeu de données plus important devrait être étudié afin d'obtenir des valeurs extrêmes proches ou dépassant cette norme B2.

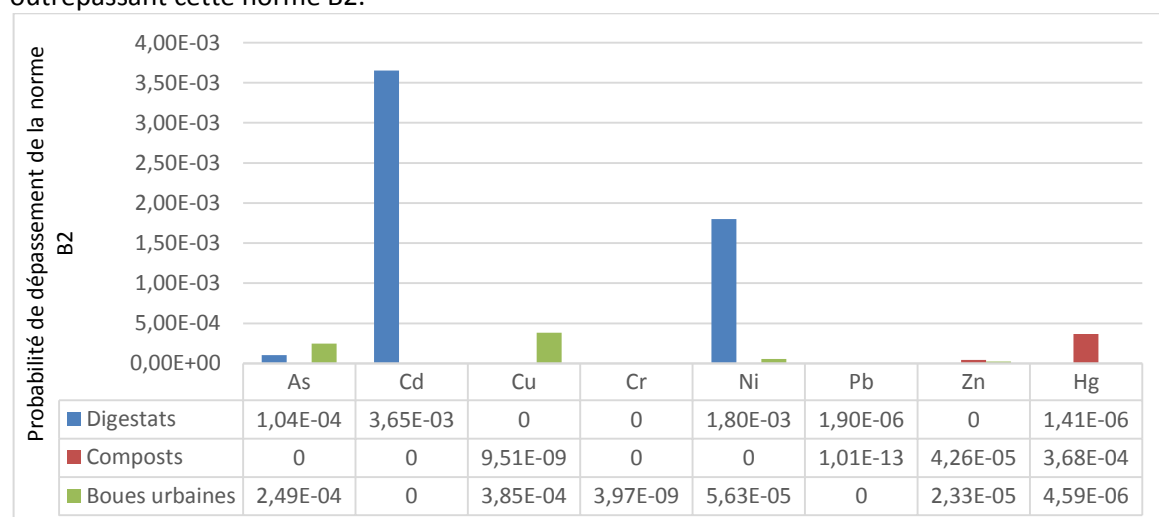


Figure 45. Comparaison des matières selon la probabilité de dépassement de norme B2.

2.4. Doses admissibles selon l'« Arrêté boues » du Gouvernement wallon de 1995

L'« Arrêté boues » est d'application pour les boues (Ministère de la Région wallonne, 1995b), l'annexe 1C a été étendue théoriquement à d'autres matières (Tableau 77).

Les quantités maximales de boues qui peuvent être utilisées sur ou dans les sols exprimées en tonnes de MS par hectare sur une période de trois ans, sont déterminées sur base des teneurs en éléments traces métalliques dans les boues comme suit :

$$P_{\max} = P \times K$$

Le paramètre K demande le calcul des $K_i = \frac{\text{Teneur de référence}}{\text{Teneur de la matière}}$ pour chaque élément trace avec : $K_{\min}$ = le plus petit des K_i , $K = K_{\min}$ si $K_{\min} < 2$ sinon $K = 2$.

Le paramètre P vaut 3 tonnes de MS pour l'utilisation sur herbages et 6 tonnes de MS pour l'utilisation sur les terres de culture.

La dose maximale agronomique correspond à la fertilisation de la prairie numéro 2 dans le respect du PGDA. Cette prairie avait des besoins conséquents : 225 kg N, 120 kg P₂O₅ et 300 kg de K₂O.

Tableau 77. Doses selon l'« Arrêté boues » de 1995, entre parenthèses, le nombre d'échantillons.

Types de matières	Doses prairies (t/ha)	Doses cultures (t/ha)	K	Doses maximales agronomiques (t/ha)
BI Abattoirs (11)	37.6	75.2	2	28.1
BI Alimentaire (16)	43.7	87.4	2	67.8
BI Boisson (1)	170.6	341.2	1.79 (Ni)	225.5
BI Brasserie (17)	38.7	77.4	2	44
BI Laiteries (8)	26.7	53.4	2	17.9
BI Minière(9)	7.6	15.2	2	5.1
BI Papeterie (22)	12.6	25.2	2	9.6
BI Pommes de terre (9)	56.9	113.8	2	6.6
BI Potabilisation (12)	12.6	25.3	2	9.9
BI Sucre (12)	18.1	36.3	2	22.8
BI Tannerie (4)	76.7	153.3	2	67.2
Boues urbaines (113)	17.7	35.4	2	20.6
Composts de déchets verts (44)	10.2	20.5	2	22.2
Digestats (88)	107.5	215.0	2	42
Fumiers de bovins (31)	26.1	52.2	2	44.5
Lisiers de bovins (24)	95.6	191.3	2	69.3
Lisiers de porcs	75.3	150.5	2	35.4
Lombricompost.	11.1	22.2	2	31.4
Mél. compostés	11.7	23.4	2	24.5
Mél. Org. Div. (30)	11.4	22.8	2	22.2

Les teneurs de références sont relativement élevées par rapport aux concentrations moyennes des matières. Le nickel pose problème au niveau des boues de boisson, comme cité au point 2.7 ; cette matière n'est observée que par une seule mesure. Les concentrations moyennes trouvées dans les matières sont presque toujours 2 fois inférieures à la limite fixée par l'arrêté. Il en découle que les doses sont limitées à 6 tonnes (herbage) et 12 tonnes (cultures) de matière sèche. Les quantités de fertilisants selon cette méthodologie sont relativement importantes, hormis pour les composts.

2.5. Doses admissibles selon la Directive européenne 86/278/CEE

La Directive européenne 86/278/CEE (Communauté européenne, 1986) fixe des valeurs limites pour les quantités annuelles d'ETM pouvant être apportées aux sols, sur la base d'une moyenne de 10 ans (Tableau 78).

Tableau 78. Valeurs limites pour les quantités annuelles pouvant être apportées aux sols, sur la base d'une moyenne sur 10 ans. *la valeur pour le chrome n'a pas été fixée par la directive mais a été proposée par (Barnat, 2001).

E.T.	Flux max
	(kg/ha/an)
Cadmium	0.15
Cuivre	12
Nickel	3
Plomb	15
Zinc	30
Mercurure	0.1
Chrome	3*

Cette législation est peu contraignante (Tableau 79), nous avons calculé les doses nécessaires pour que l'épandage corresponde au flux maximal selon la Directive européenne 86/278/CEE.

$$Dose\ maximale = \frac{Norme\ de\ flux}{Concentration}$$

Les doses correspondant aux flux maxima présentent des quantités illimitées (milliers de tonnes) par le respect de cette directive. Les couleurs mettent en évidence les éléments pour lesquels la dose serait plus basse.

Tableau 79. Doses maximales des boues selon la Directive européenne 86/278/CEE. En rouge le flux « limitant », en orange le flux limitant si on ne prend pas en compte le chrome.

Matière	Dose agronomique max (t/ha)	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	Apport min 10 ³ t/ha
		Doses max selon la directive pour un apport tous les 3 ans 86/278/CEE exprimé en 10 ³ t/ha							
BI Abattoir	28.1	13.7	5.9	2.7	5.3	88.1	3.2	15.6	2.7
BI Alimentaire	67.8	7.4	10.5	5.8	6.1	74.3	5.3	49.7	5.3
BI Boisson	225.5	46.2	10.1	1.8	5.1	89.6	12.9	95.5	1.8
Bi Brasserie	44	10.7	3.5	2.4	5.0	44.5	5.8	28.0	2.4
BI Laiterie	17.9	9.8	24.1	1.9	3.6	33.3	6.2	7.8	1.9
BI Minière	5.1	0.8	5.5	1.6	1.6	9.1	5.6	5.6	0.8
BI Papeterie	9.6	1.1	3.0	1.5	1.8	7.4	1.9	16.3	1.1
BI Pomme de terre	6.6	3.8	7.7	2.9	6.0	61.5	3.2	40.6	2.9
BI Potabilisation	9.9	3.9	7.3	1.2	0.9	20.9	3.8	14.7	0.9
BI Sucre	22.8	2.6	12.7	1.2	3.0	9.2	0.8	10.6	0.8
BI Tannerie	67.2	54.1	12.4	3.5	39.4	84.2	11.9	80.4	3.5
Boues urbaines	20.6	1.2	0.7	0.6	1.2	1.9	0.4	1.5	0.4
Comp. DV	22.2	0.8	1.7	0.6	1.2	1.3	0.6	4.6	0.6
Digestat	42	18.0	14.8	12.9	21.1	135.5	7.6	88.2	7.6
Fumier de bovins	44.5	12.6	6.3	6.9	1.8	2214.7	3.5	24.4	1.8
Lisier de bovins	69.3	21.0	11.4	19.9	5.8	4219.4	6.0	86.9	5.8
Lisier de porcs	35.4	13.5	1.8	23.7	5.5	4006.2	1.6	121.3	1.6
Lombricomp.	31.4	1.2	1.5	0.4	1.1	0.9	0.6	2.1	0.4
Mél. compostés	24.5	1.6	2.6	1.0	1.6	2.2	1.1	4.5	1.0
Mél. Org. Div.	22.2	1.0	1.4	0.5	1.2	1.8	0.7	4.5	0.5

Le décret relatif à la gestion des sols propose des valeurs de référence pour le milieu agricole, l'« Arrêté boues » donne des valeurs maximales dans les sols.

Soit un sol d'une profondeur de 50 cm ayant une densité de 1,3 g/cm³, en faisant l'hypothèse que les éléments traces ne bougent pas, il est possible d'estimer le temps nécessaire du passage de la valeur de référence à la valeur maximale acceptée (Tableau 80, Figure 46). Des pollutions antérieures et le fond géochimique entraînent l'existence de sols agricoles présentant des concentrations en ETM bien supérieures aux valeurs de références.

Tableau 80. Teneurs en ETM de référence (Décret du 5/12/08 : Gestion des sols) et maxima acceptés pour l'épandage des boues (« Arrêté boues » du 12/01/95).

E.T.	V.R. AGRICOLE	Valeurs max	Gain nécessaire pour le sol étudié
	mg/kg MS		kg/ha
Cd	0.2	2	11.7
Cr	34	100	429
Cu	14	50	234
Hg	0.05	1	6.2
Ni	24	50	169
Pb	25	100	487.5
Zn	67	200	864.5

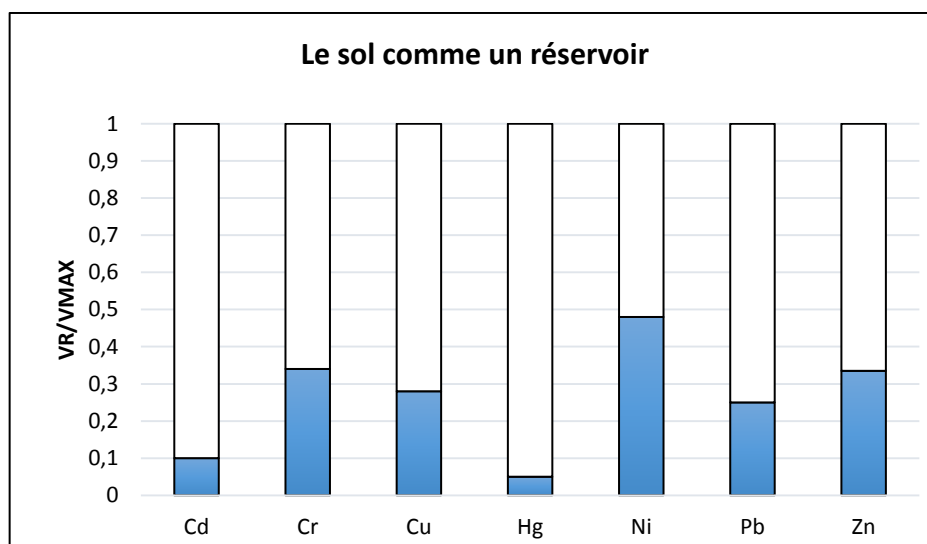


Figure 46. Le sol vu comme un réservoir accumulant les ETM.

La Figure 47 montre le temps nécessaire pour augmenter les teneurs en ETM des valeurs de références aux valeurs maximales selon l' « Arrêté boues ».

$$T = \min\left(\frac{Q_i}{F_i * D_i}\right)$$

avec :

T : nombre d'années d'épandage pour augmenter les teneurs de référence aux teneurs maximales ;

Q : quantité d'ETM à apporter pour augmenter les teneurs de référence aux teneurs maximales. (kg/ha) ;

F : flux d'ETM (kg/t MB) ;

D : dose maximale agronomiquement parlant (t/ha).

Les doses prises en compte sont celles de la prairie intensément fertilisée et pour la fumure de redressement.

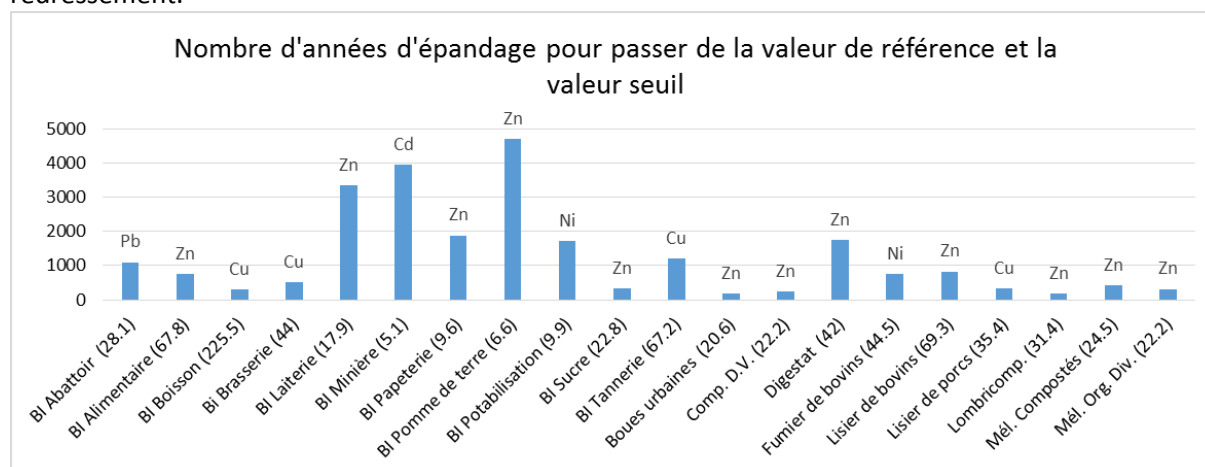


Figure 47. Nombre d'années d'épandage pour modifier les concentrations du sol de la valeur de référence et la valeur seuil. La dose (t/ha) se trouve entre parenthèses.

En règle générale, le nombre d'années d'épandage est élevé. Les boues urbaines (produites en quantité plus significative que les lombricomposts) doivent être appliquées sur une période de 558 années (épandage tous les 3 ans) pour atteindre les teneurs maximales en ETM des sols prévues par l'« Arrêté boues » de 1995. Les composts présentent des teneurs moyennes sur matière sèche en ETM plus faibles que les boues urbaines. Sur masses brutes, les concentrations sont très proches entre les deux types de matières. Le nombre d'année pour l'augmentation des teneurs en ETM des sols est également « faible » pour les composts. Les boues industrielles et les digestats ont souvent des teneurs en ETM faibles sur masse sèche. De plus, ils contiennent en général beaucoup d'eau. Dès lors, ce sont les matières présentant les nombres d'années d'épandage les plus élevés.

2.6. Pathogènes et aspects sanitaires

Les aspects sanitaires des matières organiques exogènes ont été abordés dans le projet CONTASOL.

En fonction des résultats de la recherche bibliographique de ce projet, nous allons successivement passer en revue les différentes matières exogènes produites en Région wallonne au niveau de leurs contaminations potentielles en micro-organismes pathogènes.

2.6.1. Digestats

La digestion thermophile (55 – 65 °C) est un procédé hygiénisant du point de vue des germes pathogènes, à la différence des procédés mésophiles. Ceux-ci offrent cependant une fiabilité importante par rapport aux procédés complémentaires ou concurrents, et leur emploi reste donc pertinent. Par ailleurs, la problématique de l'hygiénisation est encore mal appréhendée par les constructeurs et exploitants consultés (Couturier and Galtier, 1998).

Les micro-organismes potentiellement présents dans les digestats qui ont été identifiés au cours de la revue bibliographique du projet CONTASOL sont présentés au Tableau 81. Nous pouvons y voir que parmi les six micro-organismes identifiés, le *Clostridium spp.* est une bactérie qui peut persister durant environ une année dans les sols.

Tableau 81. Micro-organismes et parasites potentiellement présents dans les digestats. La couleur rouge signifie une persistance de l'ordre de l'année dans les sols.

Bactéries	Virus	Parasites
Bacillus cereus	Entérovirus	Eimeria (Coccidae)
Clostridium spp.	Parvovirus	Schistosoma (Trematode)

a. Composts

Le processus de compostage, mené dans de bonnes conditions, est reconnu pour diminuer de façon significative les problèmes liés aux pathogènes et aux parasites. Le compostage provoque en effet un assainissement partiel par destruction des germes pathogènes et des parasites animaux. Cette diminution est due à la production de chaleur (oxydations exothermiques) généralement comprise entre 40 et 70 °C au cours du compostage. D'autres mécanismes comme les antagonismes microbiens et la production de substances antibiotiques au cours du processus contribuent à l'abattement de la charge en pathogènes et parasites (Leclerc, 2001b).

Les formes de résistance de *Clostridium botulinum* ne sont pas sensibles à la chaleur et ne sont donc pas détruites au cours du compostage. Pour les parasites, le compostage réduit fortement la population d'Helminthes après un mois (Leclerc, 2001b).

Les micro-organismes potentiellement présents dans les composts qui ont été identifiés au cours de la revue bibliographique du projet CONTASOL sont présentés au Tableau 82.

Tableau 82. Micro-organismes et parasites potentiellement présents dans les composts. La couleur rouge signifie une persistance de l'ordre de l'année dans les sols et la couleur orange signifie une persistance de l'ordre du mois.

Bactéries	Parasites
Clostridium botulinum	Ascaris lumbricoïdes (Helminthes)
Clostridium perfringens	Kystes et œufs de protozoaires
Escherichia coli (souches pathogènes)	Kystes et œufs d'helminthes
Listeria monocytogenes	
Salmonella enteritis	

2.6.2. Boues d'épuration

Comme le montre le Tableau 83, les boues d'épuration peuvent potentiellement contenir un grand nombre de micro-organismes.

Pour les bactéries identifiées, *Bacillus anthracis*, *Clostridium perfringens*, *Listeria monocytogenes* et *Salmonella spp.* peuvent survivre durant un an dans les sols. Les souches pathogènes de *Campilobacter jejuni* et d'*Escherichia coli* (souches pathogènes) peuvent quant à elles persister dans les sols durant une période de l'ordre du mois.

Au niveau des parasites, les helminthes des genres *Ascaris suum* et *Taenia saginata* et les protozoaires des genres *Cryptosporidium spp.*, *Giardia intestinalis* et *Giardia lamblia* peuvent persister durant une année dans le sol après épandage de la matière contaminée.

Tableau 83. Micro-organismes et parasites potentiellement présents dans les boues d'épuration. La couleur rouge signifie une persistance de l'ordre de l'année dans les sols et la couleur orange signifie une persistance de l'ordre du mois.

Bactéries	Virus	Parasites
<i>Acrobacter spp.</i>	<i>Adenovirus</i>	<i>Ancylostoma duodenale</i> (Helminthes)
<i>Aeromonas mobiles</i>	<i>Astrovirus</i>	<i>Ascaris lumbricoides</i> (Helminthes)
<i>Bacillus anthracis</i>	<i>Calicivirus</i>	<i>Ascaris suum</i> (Helminthes)
<i>Campilobacter jejuni</i>	<i>Coronavirus</i>	<i>Balantidium coli</i> (Protozoaires)
<i>Campilobacter spp.</i>	<i>Coxsackievirus</i> (entérovirus)	<i>Cryptosporidium parvum</i> (Protozoaires)
<i>Clostridium botulinum</i>	<i>Echovirus</i> (entérovirus)	<i>Cryptosporidium spp.</i> (Protozoaires)
<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Influenza</i>	<i>Cyclospora cayetensis</i> (Protozoaires)
<i>Escherichia coli</i> (souches pathogènes)	<i>Parvovirus</i>	<i>Diphyllobothrium latum</i> (Helminthes)
<i>Klebsiella spp.</i>	<i>Poliovirus</i>	<i>Echinococcus granulosus</i> (Helminthes)
<i>Leptospira spp.</i>	<i>Polyomavirus</i> (JC et BK)	<i>Encephalitozoon intestinalis</i> (Protozoaires)
<i>Listeria monocytogenes</i>	<i>Polyvirus</i> (entérovirus)	<i>Entamoeba histolytica</i> (Protozoaires)
<i>Mycobactérium spp.</i>	<i>Réovirus</i>	<i>Fasciola hepatica</i> (Helminthes)
<i>Mycobactérium tuberculosis</i>	<i>Rotavirus</i>	<i>Giardia intestinalis</i> (Protozoaires)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Virus de l'hépatite A	<i>Giardia lamblia</i> (Protozoaires)
<i>Salmonella spp.</i>	Virus de l'hépatite C	<i>Hymenoleptis spp.</i> (Helminthes)
<i>Salmonella typhi</i>	Virus de l'hépatite E	<i>Necator americanus</i> (Helminthes)
<i>Shigella spp.</i>	Virus de Norwalk et apparentés	<i>Sarcocystis spp.</i> (Protozoaires)
<i>Vibrio cholerae</i>		<i>Taenia saginata</i> (Helminthes)
<i>Yersinia enterocolitica</i>		<i>Taenia saginata</i> (Helminthes)
		<i>Taenia solium</i> (Helminthes)
		<i>Toxocara canis</i> (Helminthes)
		<i>Toxoplasma gondii</i> (Protozoaires)
		<i>Trichuris trichiura</i> (Helminthes)
		<i>Vittaforma corneae</i> (Protozoaires)

Nous pouvons considérer que les boues de stations d'épuration sont les matières exogènes qui contiennent potentiellement le plus de micro-organismes. Il faut cependant noter que la plupart des boues d'épuration sont chaulées en Wallonie, ce qui permet de diminuer de manière significative la charge microbienne.

Un certain nombre des germes pathogènes présents dans ces matières peuvent persister dans les sols. Les bactéries et les parasites sont particulièrement résistants dans les sols pendant une durée de l'ordre de l'année. En général, les virus ne survivent pas longtemps dans l'environnement.

3. CRITERES ET NIVEAUX DE SUIVI DES MATIERES ORGANIQUES EXOGENES

3.1. Introduction

Le suivi des matières exogènes et les normes à respecter doivent permettre de fournir des instruments adéquats pour la protection de l'environnement et de la santé humaine tout en permettant des épandages efficaces au niveau économique.

Les différents critères actuellement utilisés pour la valorisation des matières organiques au niveau européen et wallon sont présentés au point 3.2.

Au point 3.3, une discussion critique sur les différents paramètres à prendre en compte pour le suivi des matières organiques permet de se rendre compte de la complexité de la démarche. Ces critères pourront servir de base à l'amélioration des critères actuellement retenus pour le suivi des matières organiques exogènes en Wallonie. Les critères proposés sont repris en gras dans les différents points abordés.

Finalement, des propositions pour l'amélioration du niveau de suivi de matières organiques exogènes sont présentées au point 3.4.

La décision finale sur les critères de suivi à prendre en compte n'est pas le but de cette étude. L'objet de ce travail est de présenter tous les critères possibles afin que les décideurs politiques et l'administration puissent choisir ce qui correspond le mieux au niveau réglementaire et budgétaire.

3.2. Critères et niveaux de suivi actuellement imposés pour les boues d'épuration

3.2.1. Communautés européennes

a. Bases réglementaires

La Directive 86/278/CEE impose aux Etats membres de réglementer l'utilisation des boues d'épuration en agriculture (Communauté européenne, 1986).

b. Paramètres analysés

Cette Directive impose aux Etats membres l'analyse des paramètres suivants dans les boues :

- teneurs en matières sèches et matières organiques ;
- pH ;
- teneurs en N et P ;
- teneurs en Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn.

Pour les sols sur lesquels sont épandues les boues, les paramètres à analyser sont le pH et les sept métaux lourds mentionnés ci-avant.

Pour les sept métaux lourds, la Directive impose aux Etats membres des gammes de quantités maximales autorisées dans les boues et les sols sur lesquels sont épandues les boues (Tableau 84). Ces teneurs maximales peuvent être rendues plus sévères par un Etat membre si les conditions l'exigent.

Dans le cas du Cu, Ni et Zn, les Etats membres peuvent autoriser un dépassement des teneurs maximales fixées au **Tableau 84** si les sols ont un pH constamment supérieur à 7. Les dépassements ne peuvent excéder de 50 % les teneurs maximales fixées.

Tableau 84. Teneurs maximales en métaux lourds autorisées par la Directive 86/278/CEE pour les boues d'épuration et les sols agricoles sur lesquels elles sont valorisées.

Eléments	Teneurs maximales dans les boues (mg/kg M.S.)	Teneurs maximales dans les sols (mg/kg M.S.)
Cd	20 à 40	1 à 3
Cr	-	-
Cu	1000 à 1750	50 à 140
Hg	16 à 25	1 à 1,5
Ni	300 à 400	30 à 75
Pb	750 à 1200	50 à 300
Zn	2500 à 4000	150 à 300

La Directive fixe des quantités annuelles maximales de métaux lourds qui peuvent être introduites dans les sols cultivés sur base d'une moyenne de dix ans (**Tableau 85**).

Les Etats membres doivent réglementer l'utilisation des boues pour que l'accumulation des métaux lourds dans les sols ne dépasse pas les valeurs limites imposées au **Tableau 84**. Soit les Etats membres fixent des quantités maximales de boues (exprimées en matières sèches) autorisées à être épandues en respectant les valeurs limites en métaux lourds dans les boues (**Tableau 84**). Soit les Etats membres respectent les valeurs limites de flux entrants en métaux lourds fixées au **Tableau 85**.

Les Etats membres peuvent autoriser un dépassement des teneurs maximales et des flux maxima fixés dans le cas de l'utilisation des boues sur des sols qui sont consacrés à l'élimination des boues et sur lesquels sont cultivées des cultures commerciales destinées à la consommation animale.

Tableau 85. Quantités annuelles maximales de métaux lourds autorisées à être introduites dans les sols cultivés par la Directive 86/278/CEE. Sur base d'une moyenne de dix ans.

Eléments	Flux maxima autorisés (g/ha/an)
Cd	150
Cr	-
Cu	12000
Hg	100
Ni	3000
Pb	15000
Zn	30000

c. Echantillonnage

Boues

L'analyse des boues doit se faire au minimum tous les six mois. Cette fréquence d'analyse peut être augmentée si des variations significatives des résultats d'analyse surviennent. Cette fréquence peut être diminuée (en conservant un minimum d'une fois par an) en cas de variations non significatives des résultats d'analyse sur une période d'un an. S'il a été démontré que le Cr, le Cu et le Zn ne sont pas présents ou présents en quantités négligeables dans les eaux usées reçues par une station d'épuration, l'Etat membre décide de la fréquence des analyses à effectuer pour

les boues issues de cette station. L'échantillonnage des boues doit être réalisé après traitement mais avant livraison à l'utilisateur et devrait être représentatif des boues produites.

Sols

La fréquence d'analyse des sols est fixée par l'Etat membre en fonction des résultats de la première analyse de sol avant l'utilisation de boues, de la quantité et de la composition des boues utilisées. L'échantillonnage du sol devrait normalement être constitué par le mélange de 25 carottes prélevées sur une surface de maximum cinq hectares exploitée de manière homogène. La profondeur de prélèvement est idéalement de 25 centimètres si l'épaisseur de sol le permet et de minimum dix centimètres.

d. Autres obligations

Les boues doivent être traitées (stabilisation, conditionnement et hygiénisation) avant l'épandage sur les sols agricoles. Si les boues ne sont pas traitées, l'Etat membre peut autoriser leur épandage (sous les conditions qu'il fixe) mais doit les injecter ou les enfouir dans les sols.

L'utilisation des boues sur les herbages est interdite :

- endéans au minimum les trois semaines précédant la remise en pâture des herbages et la récolte des cultures fourragères à destination des animaux ;
- sur les cultures maraîchères et fruitières durant la période de végétation, hormis les arbres fruitiers ;
- sur des sols destinés à des cultures maraîchères ou fruitières qui sont normalement en contact direct avec les sols et qui sont normalement consommées à l'état cru, pendant une période de dix mois qui précède la récolte et pendant la récolte elle-même.

L'utilisation des boues doit tenir compte des besoins nutritionnels des plantes et garantir la qualité des sols et des eaux souterraines et de surface. Si le pH des sols est inférieur à six, l'Etat membre doit ajuster les doses épandues en tenant compte de l'augmentation de mobilité des métaux lourds dans les sols et de leur absorption par les plantes.

3.2.2. Région wallonne

a. Bases réglementaires

En Région wallonne, l'utilisation des boues d'épuration en agriculture est réglementée par l'Arrêté du Gouvernement wallon du 12 janvier 1995 (AGW « boues ») portant réglementation de l'utilisation sur ou dans les sols des boues d'épuration ou de boues issues de centres de traitement de gadoues de fosses septiques (Ministère de la Région wallonne, 1995a).

Actuellement, l'AGW « boues » est utilisé comme base réglementaire pour la valorisation des autres matières organiques exogènes (composts, digestats, etc.) sur les sols agricoles.

b. Paramètres analysés

La Région wallonne impose l'analyse des paramètres suivants dans les boues et les sols :

- pH_{eau} ;
- teneurs en Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn.

Les boues (ou tout produit réalisé à base de boues) peuvent être utilisées sur ou dans les sols lorsqu'elles sont non dangereuses et non toxiques. Les boues et les sols les recevant doivent ainsi présenter des teneurs en métaux lourds inférieures aux valeurs limites fixées (Tableau 86) et doivent avoir un pH_{eau} supérieur à six.

Les valeurs de teneurs fixées pour les boues dans l'AGW « boues » sont systématiquement inférieures aux valeurs renseignées dans la Directive 86/278/CEE. Au niveau des teneurs limites dans les sols, l'AGW « boues » reprend soit les valeurs des bornes inférieures, soit des valeurs se trouvant entre les limites inférieures et supérieures des gammes de valeurs.

Tableau 86. Teneurs maximales en métaux lourds imposées par la Wallonie pour les boues d'épuration et les sols agricoles sur lesquels elles sont valorisées.

Eléments	Teneurs maximales dans les boues (mg/kg M.S.)	Teneurs maximales dans les sols (mg/kg M.S.)
Cd	10	2
Cr	500	100
Cu	600	50
Hg	10	1
Ni	100	50
Pb	500	100
Zn	2000	200

Pour les boues, les paramètres suivants sont à analyser en plus des paramètres normés :

- teneurs en matières sèches et matières organiques ;
- valeur neutralisante ;
- teneurs en N_{total} et $N_{ammoniacal}$;
- teneurs en P_2O_5 ;
- teneurs en K_2O ;
- teneurs en MgO .

Les quantités maximales de boues qui peuvent être utilisées sur ou dans les sols sont exprimées en tonnes de matières sèches par hectare sur une période de trois ans. Les tonnages autorisés correspondent, sur une moyenne de trois années, à trois tonnes de matières sèches sur les herbages et six tonnes de matières sèches sur les cultures. Ces tonnages peuvent être ajustés à la hausse si la matière présente des teneurs inférieures à la norme de référence en métaux lourds (**Tableau 86**). Le facteur de multiplication par lequel peuvent être ajustés à la hausse les tonnages autorisés se calcule de la manière suivante :

$$Facteur\ de\ multiplication = \frac{Teneur\ en\ ETM\ de\ la\ norme}{Teneur\ en\ ETM\ de\ la\ matière}$$

Le calcul du facteur de multiplication est réalisé pour tous les ETM pour lesquels une valeur limite est arrêtée par l'AGW « boues ». Le facteur de multiplication utilisé est le plus petit et est plafonné à deux. Ainsi, les quantités maximales de boues que l'on peut épandre sur les sols agricoles sont de six tonnes de matières sèches sur les herbages et douze tonnes de matières sèches sur les cultures.

Si nous reprenons cette logique de calcul des quantités maximales épanchables et que nous multiplions ces quantités par les teneurs maximales en métaux lourds correspondantes, nous obtenons des valeurs de flux maximaux en métaux lourds pouvant entrer sur les sols agricoles par hectare et par an (**Tableau 87**). Si l'on compare les quantités annuelles maximales de métaux lourds pouvant être introduites dans les sols cultivés imposées en Wallonie et par les Communautés européennes, nous remarquons que les valeurs wallonnes sont de cinq (pour le Hg sur cultures) à 30 fois plus restrictives (pour le Ni et le Pb sur prairies) que ne l'impose la Directive 86/278/CEE.

Tableau 87. Quantités annuelles maximales de métaux lourds pouvant être introduites dans les sols cultivés. Sur base d'une moyenne de trois ans pour l'AGW « boues » et d'une moyenne de dix ans pour la Directive.

Eléments	Flux maxima autorisés (g/ha/an)		
	AGW "boues" sur cultures	AGW "boues" sur prairies	Directive 86/278/CEE
Cd	20	10	150
Cr	1000	500	
Cu	1200	600	12000
Hg	20	10	100
Ni	200	100	3000
Pb	1000	500	15000
Zn	4000	2000	30000

c. Echantillonnage

Boues

Un échantillon représentatif final de boues, de minimum un kg est obtenu après réduction d'un échantillon global homogénéisé. L'échantillon global est constitué de différentes manières en fonction de la masse de boues stockée :

- si la masse est inférieure à cinq tonnes, l'échantillon global est constitué à partir d'au moins deux prélèvements d'environ un kg (ou litre) ;
- si la masse est supérieure à cinq tonnes, un échantillon global de minimum quatre kg est constitué à partir de prélèvements élémentaires de masses approximativement égales à concurrence de minimum un prélèvement par cinq tonnes de boues ;
- si les boues stockées sont liquides, l'échantillon global est constitué d'un minimum de cinq prélèvements d'un litre effectués après que le contenu du silo de stockage ait été homogénéisé.

Le nombre d'échantillons de boue d'épuration et la fréquence d'analyse de ceux-ci sont fonction de la capacité d'épuration de la station (**Tableau 88**).

Tableau 88. Nombre d'analyses et durées minimales et maximales séparant celles-ci en fonction de la capacité d'épuration de la STEP.

Capacité théorique de la STEP (EH)	Nombre minimum d'analyses par an	Durée séparant deux analyses recevables consécutives (mois)	
		Minimale	Maximale
STEP ≤ 5000	1	6	12
5000 < STEP ≤ 10000	2	4	6
10000 < STEP ≤ 50000	3	3	4
50000 < STEP ≤ 100000	6	1	2
STEP > 100000	12	0,5	1

Des analyses supplémentaires doivent être effectuées dès qu'un changement, dans la composition des eaux usées traitées ou dans le fonctionnement de l'installation d'épuration, risque d'affecter de manière significative les caractéristiques des boues.

Sols

Un échantillon représentatif final de sol, de minimum 0,5 kg, est obtenu, après réduction d'un échantillon global. L'échantillon global, dont la masse ne peut être inférieure à deux kg, est constitué par le mélange de 25 carottes dont les masses sont approximativement égales, prélevées au hasard sur une parcelle dont la surface est inférieure ou égale à cinq hectares, exploitée de façon homogène. Si une surface plus importante présente des caractéristiques de sols homogènes et des pratiques agricoles identiques, un seul échantillon global peut être accepté sur maximum 35 hectares. Le nombre de carottes ne peut dans ce cas être inférieur à deux par hectare.

La profondeur de prélèvement est de 25 centimètres et, si l'épaisseur de la couche arable est inférieure à cette valeur, de minimum dix centimètres.

L'analyse du pH et des teneurs en métaux lourds dans les sols est à réaliser au minimum tous les dix ans.

d. Autres obligations

L'utilisation des boues d'épuration est interdite dans les cas suivants :

- sur des herbages ou des cultures fourragères si un délai de six semaines n'est pas respecté entre l'épandage de la matière et le pâturage ou la récolte (plus restrictif que la Directive 86/278/CEE) ;
- sur des sols destinés à des cultures maraîchères ou fruitières qui sont normalement en contact direct avec le sol et qui sont normalement consommées à l'état cru, pendant une période de dix mois précédant la récolte ;
- sur les sols occupés par des cultures maraîchères ou fruitières, à l'exception des arbres fruitiers pour lesquels une utilisation de boues d'épuration est possible après la récolte et avant la floraison suivante ;
- sur les sols forestiers ;
- dans les réserves naturelles érigées ou agréées en vertu de la loi du 12 juillet 1973 sur la conservation de la nature, dans les zones humides définies en vertu de l'arrêté de l'Exécutif régional wallon du 8 juin 1989 relatif à la protection des zones humides d'intérêt biologique, dans les zones naturelles et les zones naturelles d'intérêt

scientifique au sens de l'article 178 du Code Wallon de l'Aménagement du Territoire, de l'Urbanisme, du Patrimoine et de l'Energie ;

- à moins de dix mètres des puits et forages, des sources, des installations de stockage souterraines ou semi-enterrées ou des aqueducs transitant en écoulement libre, des eaux destinées à l'alimentation humaine ou animale ou à l'arrosage des cultures maraîchères, des rivages, des crêtes des berges des cours d'eau et des fossés, des zones réputées inondables ;
- sur les sols gelés en permanence depuis plus de 24 heures.

L'utilisation des boues doit tenir compte des besoins nutritionnels (N, P₂O₅ et K₂O) des plantes.

e. Procédure administrative

Pour être valorisées, les matières ont besoin d'un certificat d'utilisation délivré par la Région wallonne et d'une autorisation de commercialisation délivrée par le Service Public Fédéral.

Pour la demande de certificat d'utilisation, l'analyse des ETM, des CTO, des paramètres agronomiques et parfois des paramètres sanitaires est nécessaire.

Les matières sont divisées en trois classes qui sont A, B1/B2 et C. La classe A regroupe les matières assimilables à des produits ; la classe B1/B2 regroupe les déchets utilisés sous le couvert d'un suivi administratif, agronomique et environnemental selon le type de déchets ; la classe C regroupe des déchets interdits d'utilisation sur et dans les sols.

En fonction des matières et de leur classe, l'analyse de différents paramètres est demandée. Ces paramètres correspondent à ceux imposés par l'AGW « boues » et des paramètres supplémentaires qui sont repris au **Tableau 89**.

Tableau 89. Paramètres supplémentaires utilisés lors de la demande de certificats d'utilisation.

Paramètres agronomiques	ETM	CTO	Paramètres biologiques
Matières sèches	As	BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes)	<i>Escherichia coli</i> ou <i>Enterococcaceae</i>
Matières organiques		Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP ; 6 Borneff)	<i>Salmonella</i>
Granulométrie (passage au tamis de 40 mm)		Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP ; totaux)	
Impûretés : verre, plastique, métal (refus au tamis de 2 mm)		PolyChloroBiphényles (PCB ; totaux)	
Pierres (refus au tamis de 5 mm)		Hydrocarbures aliphatiques C9 - C40 (totaux)	
Pouvoir germinatif		Hydrocarbures aliphatiques halogénés (totaux)	
Degré d'autoéchauffement (Rottegrade)		Pesticides (totaux)	
Test Oxitop		Chlorobenzènes (totaux)	
		Chlorophénols (totaux)	
		Cyanures (libres)	
		Cyanures (totaux)	
		Composés organohalogénés totaux extractibles (EOX)	
		Composés organohalogénés totaux adsorbables (AOX)	
		Alkylbenzène Sulfonates Linéaires (LAS)	
		di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP)	
		Nonylphénols (NPE)	
		Dioxines et furannes	

L'ensemble des différents paramètres utilisés pour le suivi des matières au cours du temps sont repris au **Tableau 90**. La demande d'analyse des paramètres varie en fonction de la matière et de la classe dans laquelle elle se trouve.

En plus des analyses mentionnées ci-dessous, un screening semi-quantitatif GC/MS doit être réalisé au minimum toutes les 2000 tonnes de matière produite.

Tableau 90. Paramètres utilisés en Wallonie pour le suivi des matières au cours du temps.

Paramètres agronomiques	ETM	CTO	Paramètres biologiques
Matières sèches	As	BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes)	<i>Escherichia coli</i> ou <i>Enterococcaceae</i>
Matières organiques	Cd	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP ; 6 Borneff)	<i>Salmonella</i>
pH _{eau}	Cr	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP ; totaux)	<i>Enterococcus faecalis</i> ou <i>Salmonella Senftenberg</i> (775W, H ₂ S négative)
Azote total	Cu	PolyChloroBiphényles (PCB ; 7 de Ballschmieter)	Parvovirus
Azote organique	Hg	Hydrocarbures aliphatiques C9 - C40 (totaux)	
Azote nitrique	Ni	Huiles minérales	
Azote ammoniacal	Pb		
Rapport C/N	Zn		
P ₂ O ₅			
K ₂ O			
MgO			
CaO			
Valeur neutralisante			
Granulométrie (passage au tamis de 40 mm)			
Impûretés : verre, plastique, métal (refus au tamis de 2 mm)			
Pierres (refus au tamis de 5 mm)			
Pouvoir germinatif			
Degré d'autoéchauffement (Rottegrade)			
Test Oxitop			
Phytotoxicité			
Rapport NO ₃ /NH ₄ ⁺			
Conductivité électrique			

3.3. Critères proposés pour l'amélioration de la traçabilité des matières exogènes utilisées en agriculture en Wallonie

3.3.1. Introduction

Les critères à suivre pour garantir l'innocuité environnementale des matières exogènes peuvent être de différentes natures :

- les teneurs et les flux totaux admissibles en ETM et CTO ;
- les teneurs en pathogènes et les indicateurs de traitement des matières ;
- les teneurs en corps étrangers ;
- la salinité et la conductivité électrique ;
- la phytotoxicité ;
- l'absence de semences viables ou organes permettant la multiplication d'adventices et/ou de plantes invasives ;
- les odeurs.

L'approche actuelle pour garantir l'innocuité environnementale des matières organiques exogènes prévoit une norme unique pour toutes les matières et pour tous les environnements

récepteurs d'un pays donné. Les pays dans lesquels sont épandues des matières organiques exogènes présentent souvent des normes de qualité différentes. D'un point de vue environnemental, cela n'a pas vraiment de sens. Des normes de qualité supérieure (laissées à l'initiative des pays) peuvent être aussi mises en place pour mettre en valeur les produits présentant moins de risques environnementaux. Les conditions et les sensibilités des milieux récepteurs (exposition et vulnérabilité) sont cependant à prendre en compte dans l'analyse des risques que présentent les matières exogènes dans des contextes environnementaux variés.

A ces paramètres, il convient de prévoir des fréquences d'échantillonnage, des méthodes d'analyse appropriées et comparables, la traçabilité parcellaire, les demandes de dérogations, etc.

3.3.2. Eléments traces métalliques et composés traces organiques

Au niveau des réglementations, le choix des ETM et des CTO à suivre dans les différentes matières exogènes a été réalisé suivant les risques environnementaux potentiels que représentent ces composés. Les teneurs maximales en ETM et CTO autorisées par la réglementation ont été fixées de manière plus empirique que scientifique. Dans la grande majorité des cas, les pays s'étalonnaient les uns par rapport aux autres.

Afin de fixer des normes de manière plus scientifique, les paramètres qui devraient être pris en compte sont notamment :

- la toxicité pour l'environnement (selon les contextes environnementaux et les organismes cibles) et pour les hommes ;
- les concentrations retrouvées dans les différents compartiments de l'environnement ;
- l'importance des flux provenant de l'utilisation des matières organiques exogènes par rapport aux autres flux (atmosphère, etc.) ;
- la mobilité entre les différentes composantes de l'environnement (matière – sol – biomasse – eaux – atmosphère) ;
- la persistance dans l'environnement ;
- l'accumulation dans les tissus et les chaînes trophiques (bioaccumulation et bioamplification) ;
- la dangerosité des sous-produits suite à la dégradation des contaminants organiques ;
- l'interaction entre les différents contaminants (Fairbrother *et al.*, 2007).

Les matières organiques exogènes contiennent un mélange de contaminants dont l'action sur l'environnement peut varier. Certains contaminants agissent uniquement s'ils sont présents ensemble, d'autres peuvent agir de manière indépendante. Il existe également des comportements de type synergie ou antagonisme entre les contaminants. En effet, des mécanismes de compétition sont souvent observés au niveau des sites de liaison de certaines enzymes ou récepteurs. Ces interactions, peu connues, sont très importantes à prendre en compte dans l'évaluation de l'impact environnemental d'un composé ou d'un groupe de composés. L'évaluation de ces impacts est longue et complexe à réaliser pour les substances prises séparément et encore plus pour un mélange de composés.

Il existe, en outre, un grand nombre de composés chimiques potentiellement polluants (pas tous pris en compte dans les réglementations). Pour des raisons pratiques, il est logique de limiter le

nombre des contaminants en fonction de leurs toxicités, leurs mobilités, leurs persistances et les possibilités d'analyses. La robustesse, la fiabilité et la facilité de réalisation des analyses en laboratoire sont en effet également un facteur à considérer pour le choix des contaminants.

Notons que les teneurs en ETM et CTO sont souvent fortement corrélées. La présence de certains composés pourrait donc servir de composés « indicateurs » pour la présence d'autres composés. La recherche d'interactions fiables entre la présence de différents contaminants est donc une voie intéressante, afin de limiter les coûts et le temps de réalisation des analyses en laboratoire.

Au vu du nombre de paramètres et de la complexité de l'évaluation de ceux-ci, on comprend facilement que l'établissement de normes scientifiquement pertinentes est un travail long à réaliser.

Gardons finalement à l'esprit que certains ETM sont essentiels à la nutrition des plantes et d'autres organismes vivants. Il faut donc veiller à ce que les normes fixées n'induisent pas de carences en ces éléments essentiels.

a. Paramètres à considérer pour l'évaluation des risques pour les contaminants

L'évaluation des risques liés à l'épandage des matières exogènes en agriculture est complexe à réaliser. Une seule méthode d'évaluation des risques ne peut pas être employée pour tous les types d'évaluation des risques. L'Académie Nationale des Sciences des Etats-Unis (NAS) et l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis (USEPA) ont défini quatre étapes pour l'évaluation des risques :

1. caractérisation de l'aléa ;
2. évaluation de l'exposition (voies d'exposition, transports des éléments chimiques vers les récepteurs environnementaux, quantités d'ingestion ou d'absorption) ;
3. évaluation éco-toxicologique et toxicologique (relation dose – réponse) ;
4. caractérisation des risques de manière quantitative comme le produit de l'aléa et de l'exposition, en général sous forme de probabilité (Edler *et al.*, 2002).

Les voies d'exposition aux divers contaminants sont nombreuses, pour chaque voie d'exposition un risque spécifique est à étudier :

1. MO – Plante – Humain ou Animal (par souillure) ;
2. MO – Sol – Plante – Humain ou Animal ;
3. MO – Sol – Plante – Animal – Humain (transfert par le lait) ;
4. MO – Sol – Humain (ingestion de terre par les enfants) ;
5. MO – Sol – Animal (ingestion de terre) – Humain ;
6. MO – Sol – Atmosphère – Humain (inhalation de composés volatiles) ;
7. MO – Sol – Eau de surface – Humain ;
8. MO – Sol – Eau souterraine – Humain ;
9. (MO – Sol – Particules dans l'air – Humain) car peu d'érosion éolienne (Schowaneka *et al.*, 2004).

Ce sont les voies d'exposition une à cinq qui sont les plus courantes. L'estimation des transferts de contaminants dans les systèmes « Sol – Animaux – Homme » et « Sol – Plantes » sont les plus difficiles à réaliser. Les transferts de contaminants entre les différentes composantes de

l'environnement sont fonction de nombreux facteurs et de leurs interactions, souvent complexes. Un grand nombre de paramètres et de méthodes, eux-mêmes naturellement entachés d'incertitudes, entrent dans le résultat de l'évaluation. Le manque de modèles dans la littérature scientifique sur le devenir des contaminants dans ce système complexe rend l'évaluation plus difficile encore (Mailänder and Hämmann, 2005; Blanpain *et al.*, 2009).

De nombreux paramètres vont influencer la biodisponibilité, la mobilité et les effets des espèces chimiques étudiées. Citons notamment :

- les voies d'exposition ;
- les conditions de l'environnement (pH, texture, humidité, potentiel redox, teneurs en matières organiques, capacités d'échange cationique et anionique, présence de carbonates, teneurs en fer, manganèse, type de cultures) ;
- la spéciation (fonction de l'environnement) ;
- la présence de composés organométalliques ;
- la matrice dans laquelle se trouve le métal (compost ≠ boues chaulées) ;
- la taille des particules de la matière exogène épandue (Fairbrother *et al.*, 2007).

Les êtres vivants ont évolué en présence de quantités plus ou moins importantes de contaminants (ETM). Des différences régionales en termes de besoins et de tolérances peuvent être observées. A l'échelle animale (homme compris), les quantités d'éléments inorganiques ingérées varient de manière temporelle et spatiale. Les habitudes alimentaires et les modes de vie modifient l'exposition des humains aux ETM.

Les expérimentations mises en place en vue d'évaluer l'impact écotoxique de l'application d'une quantité de contaminant donnée sur l'environnement (dose – réponse) sont complexes. De manière générale, une des difficultés de l'évaluation des risques est d'extrapoler des données provenant d'épandage de quantités très élevées de contaminants à des épandages de quantités plus faibles, afin de déterminer les seuils réglementaires. Ces études doivent déboucher sur la définition de concentrations et flux à court et moyen termes n'entraînant pas de risques significatifs pour la santé et l'environnement.

En plus d'un risque à court et moyen termes, l'évolution des concentrations sur le long terme est à surveiller. La démarche à suivre pour produire une norme sur les flux à long terme comprend quatre étapes :

1. sélectionner, pour chaque ETM, une teneur maximale dans le sol pour laquelle aucun risque environnemental significatif n'est prévu ;
2. définir le sol de référence dont les teneurs initiales moyennes ou médianes peuvent être déduites des cartes déjà produites – les valeurs de référence du décret sol ne représentant pas bien cette moyenne. La profondeur et la densité moyennes du sol doivent être définies pour l'ensemble de la Wallonie. Les quantités d'ETM (Q) qui peuvent être apportées sont donc définies de la manière suivante :

$$Q = \text{profondeur} * \text{densité} * (\text{teneur maximale} - \text{teneur initiale})$$

3. se fixer un nombre d'années avant d'atteindre le seuil maximal admis ;

4. prendre en compte les autres flux qui ne sont pas liés à l'épandage des matières organiques exogènes. Appelons « Q autres sources », la quantité apportée au sol sur la période définie par les autres sources.

Les flux autorisés pour l'épandage des matières exogènes seraient déterminés de la manière suivante :

$$Flux_{\text{autorisé}} = \frac{(Q - Q_{\text{autres sources}})}{\text{Nombre d'années}}$$

Les concentrations à partir desquelles un risque environnemental significatif est présent sont fortement dépendantes de la vulnérabilité du milieu. A l'aide d'un indice de vulnérabilité basé sur les propriétés du système Sol – Plante, il est envisageable de définir différentes teneurs maximales pour différentes situations environnementales. Ce genre de démarche permettrait d'adapter les flux maximaux admis en fonction notamment du rapport entre les teneurs observées et les teneurs maximales. Cette évaluation peut être rendue plus complexe en incluant les interactions entre les différents contaminants pour la définition des teneurs maximales admissibles.

Une difficulté pour la mise en place de cette démarche est notamment liée à la prévision des flux en ETM provenant des autres sources de contamination. En effet, il n'est pas évident de savoir si la répartition des flux actuels correspond à celle des flux futurs.

Une autre réflexion d'ordre éthique est à mener en ce qui concerne la fixation d'un nombre d'années après lequel la limite du risque environnemental significatif est atteinte.

Cette démarche permettrait de déterminer les quantités maximales de contaminants pouvant être introduites dans les sols d'une zone écologique donnée. La répartition de ces quantités maximales pourrait être spatialisée.

Les démarches employées jusqu'à présent considèrent souvent le sol comme un réservoir. Cette approximation n'est pas valable pour de nombreux ETM et formes d'ETM. Une expérience, dans laquelle ont été mesurées les proportions d'ETM lixiviées lors de deux épandages de boues, a montré que plus les quantités d'ETM apportées sur les sols sont importantes, plus les quantités lixiviées sont importantes, certes, mais plus la proportion d'ETM lixiviés par rapport aux quantités apportées diminue (**Figure 48**). Cette diminution des proportions lixiviées pourrait être expliquée par des réactions de précipitation favorisées par les concentrations élevées en ETM dans les parcelles recevant des quantités de boues plus importantes (Egiarte, 2008). Des apports de faibles quantités d'ETM sur les sols ne favoriseraient donc pas le stockage des ETM dans des sols, considérés comme des réservoirs que l'on peut remplir. Cela favoriserait plutôt l'application ponctuelle de grandes quantités d'ETM afin de limiter la lixiviation.

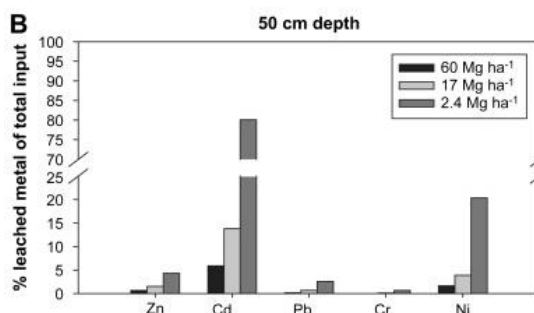


Figure 48. Pourcentage de la quantité d'ETM apportée retrouvé dans les lixiviats. *Expérience menée sur deux ans et demi à la suite d'un apport de boues dans un sol sablo-limoneux acide en forêt (Egiarte et al., 2008).*

b. Biodisponibilité des contaminants

Généralités

Etant donné que les normes actuelles ne garantissent pas l'absence de risque au niveau de la contamination des organismes vivants, il serait opportun, pour les cas les plus vulnérables (fortes teneurs dans les sols et mobilité attendue plus élevée), de contrôler les teneurs dans les produits de récoltes ou de prédire cette teneur.

Le facteur de bioconcentration (BCF) est utilisé pour quantifier le facteur par lequel a été multipliée la concentration d'une substance d'un compartiment de l'environnement à un autre. La teneur en contaminant dans l'organisme étudié par rapport à la quantité en contaminant se trouvant dans une composante de l'environnement (par exemple le sol) se calcule de la manière suivante :

$$BCF = \frac{Teneur_{organisme}}{Teneur_{sol}}$$

La définition de ce type de facteur est cependant souvent difficilement extrapolable à d'autres conditions expérimentales (dépendant du type de sol, de la teneur en argile, en matières organiques, du pH, des conditions d'oxydo-réduction) ou à d'autres organismes. La **Figure 49** met en relation la disponibilité de 4992 paires de variables entre les teneurs du sol et les teneurs retrouvées dans des plantes à forts potentiels d'absorption du Cd et à pH_{eau} compris entre 5,75 et 6,75.

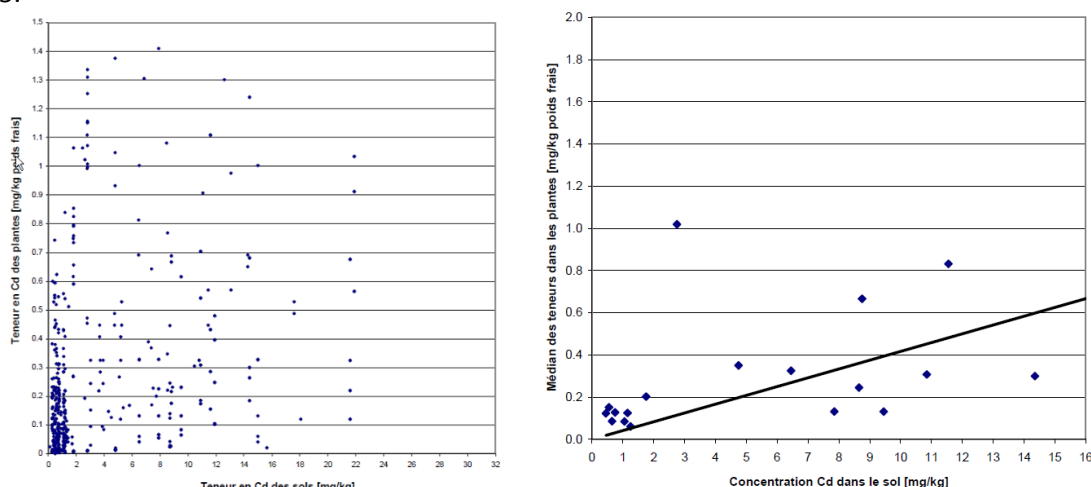


Figure 49. A gauche, nuage de points des teneurs dans en Cd les plantes en fonction des teneurs dans les sols, n = 4992. A droite, médiane des teneurs dans les plantes pour chaque gamme de valeurs dans les sols (Mailänder and Hämmann, 2005).

Selon, la plante, son stade de développement et l'organe, l'accumulation est souvent très variable. La disponibilité en ETM est donc difficilement prévisible à partir des concentrations totales dans le sol uniquement (Mailänder and Hämmann, 2005).

Dans le but d'affiner la compréhension de la biodisponibilité des ETM, des méthodes analytiques ont été développées. Parmi ces méthodes existent les extractions chimiques et la méthode DGT (Diffusive Gradients in Thin film).

Extractions chimiques

Les extractions chimiques séquentielles ne sont pas privilégiées dans l'évaluation des quantités d'ETM disponibles dans le sol en tant que critères normatifs du fait de leurs incertitudes liées à la définition des fractions et du manque de robustesse de la procédure de laboratoire.

Premièrement, ces méthodes d'extraction chimique ont pour désavantage de perturber le sol par l'échantillonnage, le tamisage, le séchage. Ces perturbations cassent les équilibres entre la phase aqueuse et la phase solide.

Deuxièmement, le grand nombre de paramètres peut faire varier les résultats des extractions chimiques (nature et concentration de la solution d'extraction, rapport sol/solution, durée et mode d'agitation, température, méthode de centrifugation et de filtration, matrice étudiée, élément analysé et état chimique dans la matrice, etc.), la comparaison de résultats entre laboratoires (ou pays) n'est pas évidente, surtout si les conditions opératoires ne sont pas clairement définies (Amir, 2005).

Troisièmement, les techniques d'extraction appliquées sont basées sur deux démarches soit par utilisation d'un seul réactif, soit par des extractions séquentielles avec une série de réactifs (Rauret, 1998). Les méthodes séquentielles d'extraction représentent une division arbitraire entre les différentes formes chimiques des métaux, leur principe de fonctionnement physico-chimique reste contesté et sujet à controverse pour leur validité lors de l'expérimentation et/ou l'extrapolation (Quevauviller, 1998). Ces méthodes doivent présenter une réelle spécificité (capacité du réactif à extraire une phase unique sans attaquer les autres phases). L'élément extrait dans une phase peut malgré tout être réadsorbé sur une ou plusieurs autres phases du fait de réactions concurrentielles (Nirel and Morel, 1990; Lo and Yang, 1998). Il est possible que le système extractant – ETM soit sursaturé quand la quantité d'ETM est importante. L'évaluation des quantités est alors sous-estimée. De plus, certaines formes chimiques ne sont pas prises en compte comme certains complexes organo-minéraux mais ceux-ci ne représentent qu'une petite fraction de la quantité d'ETM (McGrath and Cegarra, 1992; Lo and Yang, 1998).

Quoi qu'il en soit, les extractions sélectives restent informatives pour comprendre les transitions des espèces métalliques observées en fonction des conditions du milieu. De plus, les formes chimiques des ETM et leurs associations avec les différentes phases constitutives du sol conditionnent leurs biodisponibilités pour les végétaux, et ce, malgré qu'il n'y ait pas de relation directe avec les proportions des métaux assimilés par les plantes ou par les autres organismes.

Des essais de standardisation sont actuellement en cours en particulier sur des échantillons du BCR (Bureau Communautaire de Référence) en France (Ure, 1996; Quevauviller, 1998).

Méthode DGT

Il est également possible d'estimer cette biodisponibilité en étudiant non pas le sol mais la solution du sol *in situ* comme le DGT (Diffusive Gradients in Thin film) (Hooda and Zhang, 2008). Ce dispositif étudie la diffusion chimique entre plusieurs couches minces afin de déterminer les concentrations et le flux de la solution du sol *in situ*. Selon les caractéristiques des films minces (force d'absorption, taille des pores et épaisseur), il est possible de sélectionner les espèces chimiques qui nous intéressent.

La **Figure 50** compare plusieurs techniques pour évaluer la phytodisponibilité. La technique du DGT mesure la concentration effective en contaminant. Cette méthode basée sur la diffusivité est de plus en plus privilégiée pour la détermination de la phytodisponibilité des ETM.

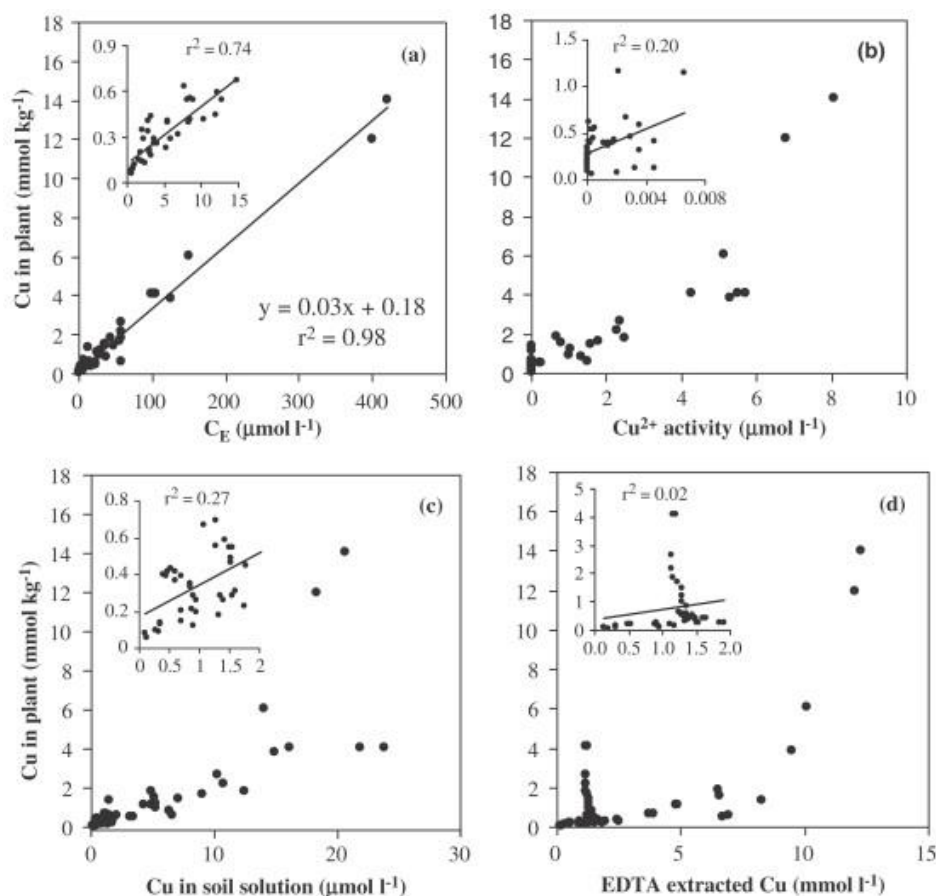


Figure 50. Graphes des concentrations en Cu dans les parties aériennes de *Lepidium heterophyllum* a) les concentrations en Cu capté par les films minces DGT, b) les ions libres, c) le Cu dans la solution du sol et d) le cuivre extrait par EDTA. A l'intérieur, un zoom est effectué pour les valeurs les plus faibles (Hooda and Zhang, 2008).

☞ La méthode DGT pourrait être utilisée pour suivre les risques de contamination dans les sols ayant reçu des quantités importantes en ETM et présentant une mobilité attendue élevée.

Ce genre de mesure, couplé à des mesures en champs ou en condition contrôlée pourrait convenir pour vérifier la pertinence de l'indice de vulnérabilité du système sol – plante. La convention VALMO abordera ce point.

N'oublions pas que l'application de matières organiques exogènes sur les sols ne correspond qu'à une fraction des apports en contaminants. L'étude des risques doit pouvoir caractériser l'ensemble des sources de contaminations.

c. Sensibilité du milieu récepteur envers les ETM

Une démarche doit être mise au point afin de définir la sensibilité du milieu récepteur à l'épandage de matières fertilisantes contenant des contaminants. La méthodologie à adopter doit prendre en compte les concentrations en éléments inorganiques dans le sol, le pH du sol, les teneurs en carbone organique du sol, la texture, les conditions d'oxydo-réductions, la proximité vis-à-vis des eaux de surface, le type de culture, etc. La détermination de la sensibilité du milieu fera l'objet de la convention VALMO. Elle débouchera sur la création de classes auxquelles correspondront des flux maximaux épandables décroissants avec l'augmentation de la sensibilité

du milieu. Cet indice sera disponible sous forme cartographique. Actuellement, seuls le pH, la proximité vis-à-vis des eaux de surface et le type de culture sont pris en considération dans l'évaluation de la sensibilité du milieu récepteur.

pH

A l'heure actuelle, le pH_{eau} du sol doit être supérieur à six pour permettre l'épandage des matières organiques. Cette mesure permet de limiter de manière partielle la mobilité des ETM.

L'optimum agricole est compris dans une valeur de pH_{eau} comprise entre six et sept (assimilabilité maximale des éléments nutritifs) (Figure 51).

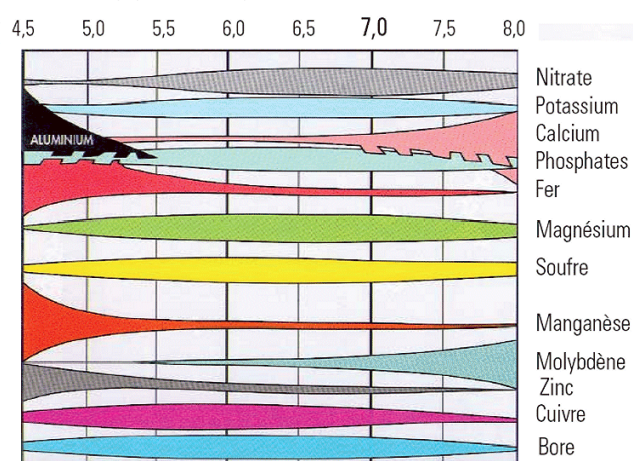


Figure 51. Schéma d'assimilabilité des éléments nutritifs par les végétaux en fonction du pH du sol (Mérelle, 1998).

L'intervalle de pH correspondant à l'optimum agricole correspond aussi à celui pour lequel la solubilité et la phytodisponibilité des ETM sont relativement faibles dans les sols (Figure 52, Figure 53 et Figure 54). L'optimum agricole est donc la zone présentant le risque le plus faible pour l'environnement. Notons que le sol utilisé pour l'évaluation des de la solubilité et de la phytodisponibilité des ETM a été réalisé dans un Cambisol non cultivé issu du sud de la Suède. Le sol prélevé correspond aux dix premiers centimètres. La teneur sur matière fraîche est de 10% pour les argiles et de 8 % pour les matières organiques.

A la vue des courbes, il serait également intéressant de fixer une valeur maximale aux alentours de 7,5 (hors zone naturellement à pH élevé) afin de limiter le passage des ETM dans la solution du sol. Les agriculteurs connaissent bien souvent les méfaits d'un chaulage excessif pour la disponibilité des éléments.

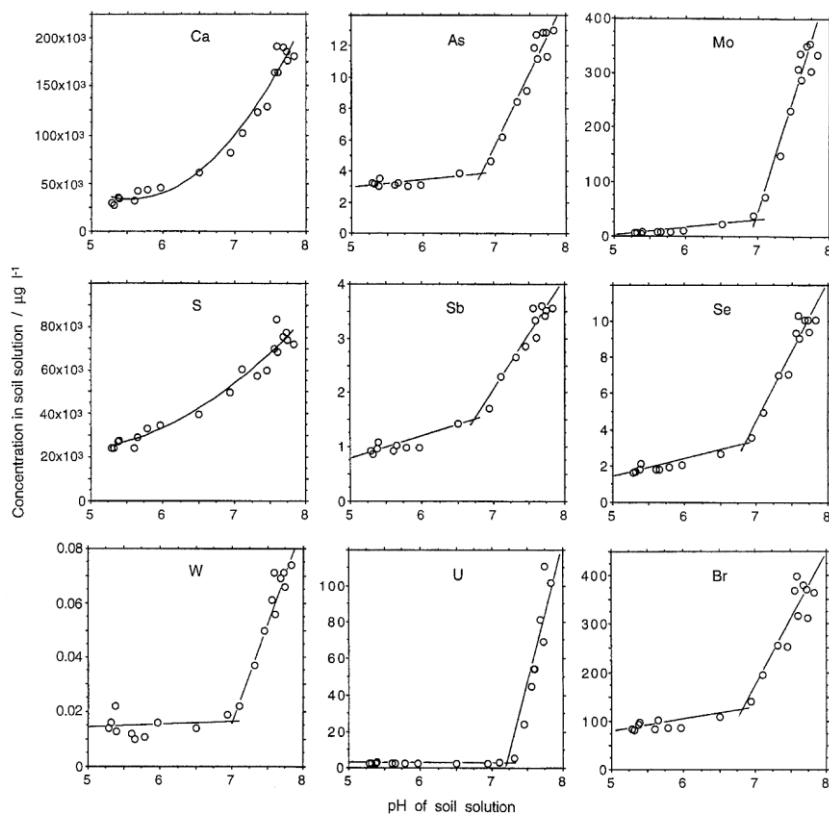


Figure 52. Concentrations en éléments traces métalliques dans la solution du sol en fonction du pH_{eau} du sol (Tyler and Olsson, 2001).

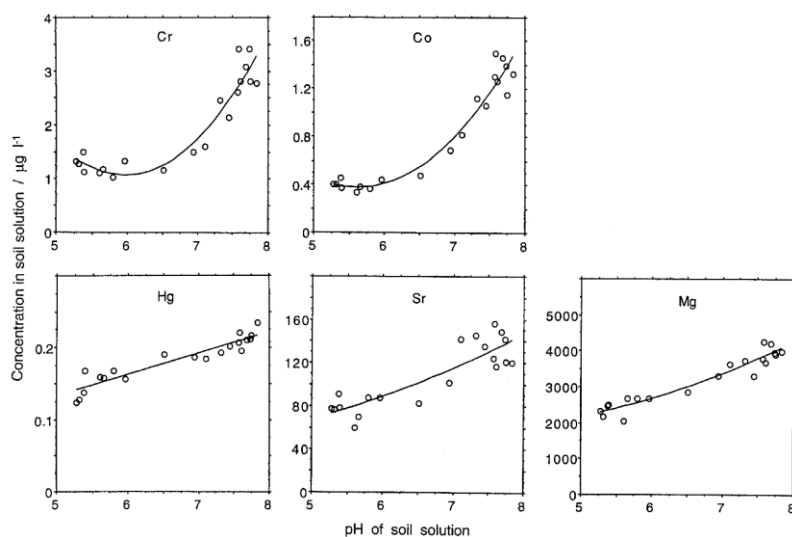


Figure 53. Concentrations en éléments traces métalliques dans la solution du sol en fonction du pH_{eau} du sol (Tyler and Olsson, 2001).

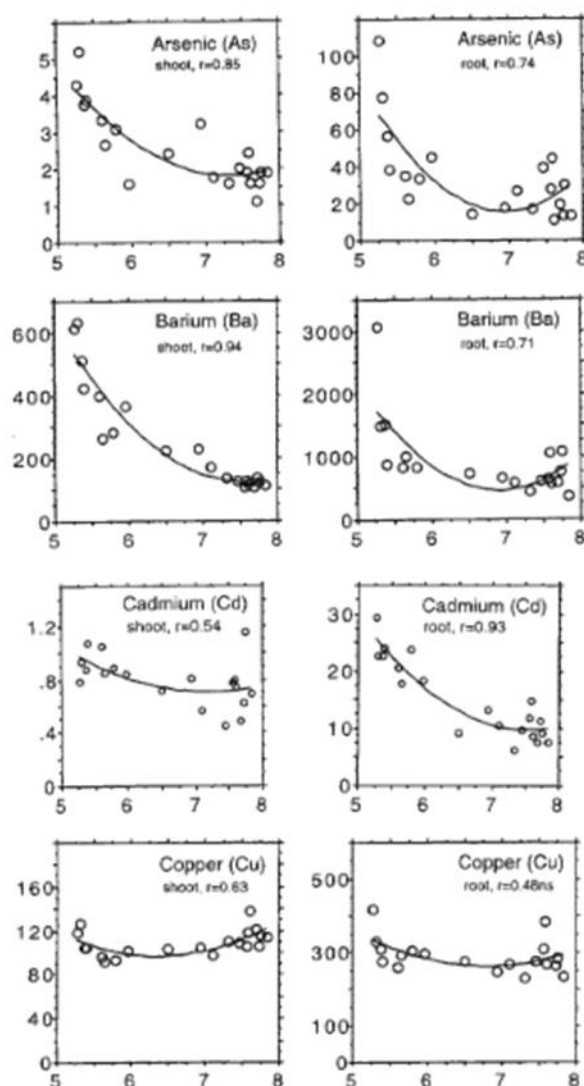


Figure 54. Phytodisponibilité des métaux dans la tige et les racines d'*Agrostis capillaris* en fonction du pH_{eau} du sol (Tyler and Olsson, 2001).

Le pH peut aussi être mesuré par l'utilisation de KCl. Alors que le pH_{eau} correspond à la concentration en hydrogène (H^+) de la solution du sol (reflète l'acidité active ou actuelle du sol), le pH_{KCl} correspond à la concentration en H^+ de la solution du sol et des ions H^+ fixés sur le complexe argilo-humique. Au cours du mélange du sol avec le KCl, les ions K^+ se substituent aux ions H^+ fixés sur le complexe argilo-humique. La différence entre le pH_{eau} et le pH_{KCl} permet de déterminer l'acidité d'échange correspondant à la quantité de protons fixés sur le complexe argilo-humique. Le pH_{KCl} permet de savoir jusqu'à quelle limite de pH un sol peut descendre lorsqu'il n'est pas entretenu par l'usage d'engrais calcaires. **Le pH_{KCl} pourrait être très intéressant à utiliser, en complément du pH_{eau} qui lui, peut varier de manière plus importante au cours du temps.**

Les mesures de pH_{eau} et de pH_{KCl} sont très proches pour des pH basiques, par contre une différence de 0,5 à 1 unité est généralement observée pour les pH acides de par l'acidité d'échange. La valeur optimale du pH_{KCl} des sols sous cultures est de 6,5. Lorsque le pH_{KCl} est

supérieur à sept, des problèmes de disponibilité en certains éléments peuvent être rencontrés (Genot *et al.*, 2012).

☞ La fixation d'une valeur de pH_{KCl} minimale aux alentours de 5,25 (pH_{eau} entre 5,5 et 6,8) et maximale aux alentours de 6,5 (pH_{eau} entre 6,75 et 8) pourrait être envisagée en complément de l'analyse du pH_{eau} minimal.

Tableau 91. Proposition de valeurs limites pour le pH_{KCl} des sols autorisés pour l'épandage des matières exogènes. *Valeurs maximales à appliquer pour les matières dont la valeur neutralisante est supérieure à quinze.

Couvert	pH_{KCl}	
	Minimum	Maximum*
Cultures	5,25	7
Prairies	5	6,5

La fixation de pH_{KCl} minima de 5 sur prairies et 5,25 sur cultures exclurait une petite partie des sols agricoles pour l'épandage (particulièrement en Haute Ardenne, Ardenne et Région jurassique ; Figure 55). Cette exclusion porterait principalement sur les prairies.

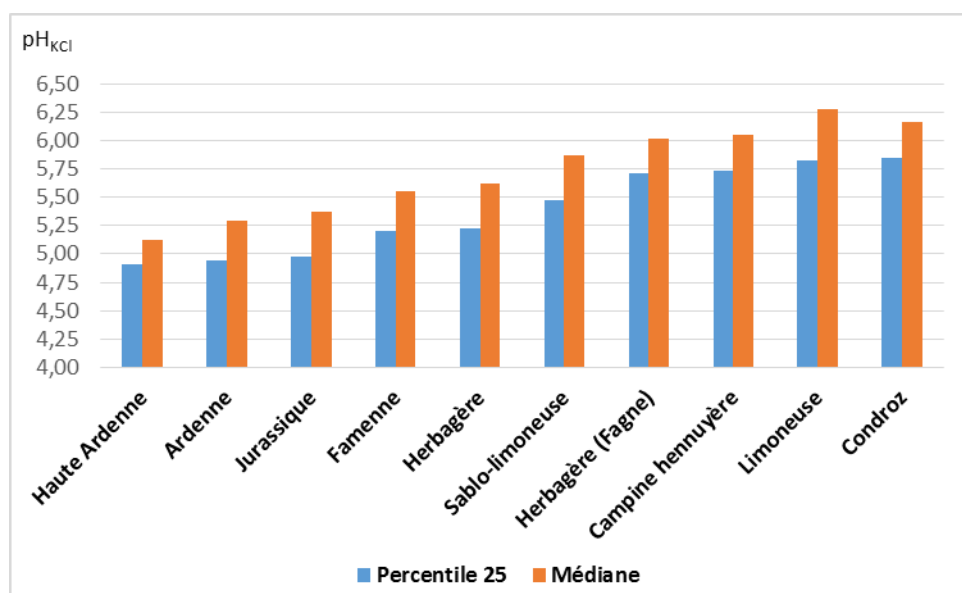


Figure 55. pH_{KCl} des sols agricoles en fonction de la région agricole (données issues de la base de données de Réquasud).

Certaines matières ont une valeur neutralisante élevée (supérieure à quinze) et une vitesse d'action élevée. La contrainte d'un pH_{eau} du sol de minimum six diminue l'intérêt des matières amendantes. Si le pH initial est proche de l'optimum agricole (six à sept), il risque de devenir trop élevé après épandage de ce type de matières et limiter ainsi la disponibilité des éléments nutritifs voire favoriser la solubilisation des ETM.

☞ La fixation d'une valeur limite de pH après épandage des matières serait donc intéressante à considérer.

Type de culture

L'AGW « boues » sur les boues fait actuellement une distinction entre les épandages sur prairies et sur les terres de cultures. Il permet en effet l'épandage de six tonnes de matière sèche tous les trois ans en prairie et douze tonnes de matière sèche tous les trois ans sur les cultures. Une question posée au cours du projet était de savoir si les épandages en prairies pouvaient passer de six à douze tonnes de matière sèche tous les trois ans, comme pour les cultures.

Etat des lieux dans d'autres pays européens

Différentes réglementations au niveau des quantités de boues épandues sur les prairies et les cultures sont en vigueur dans les Etats membres de l'Union européenne (**Tableau 92**). L'Autriche, la Flandre, la Wallonie et les Pays-Bas font une distinction des quantités épandues selon l'occupation du sol. Les autres pays européens ne font aucune distinction entre les prairies et les cultures.

Tableau 92. Quantités maximales de boues épandues sur les sols pour différents pays européens (Andersen, 2001).

Country	Sludge application rate in tonnes DM per hectare
Austria	2.5–10 tonnes in 2 years ^a
Belgium (Flanders)	4 tonnes in 2 years (arable land) 2 tonnes in 2 years (pasture land)
Belgium (Walloon)	12 tonnes in 3 years (arable land) 6 tonnes in 3 years (pasture land)
Denmark	10 tonnes per year
Germany	5 tonnes in 3 years
Ireland	2 tonnes per year
Italy	15 tonnes in 3 years
Luxembourg	3 tonnes per year
The Netherlands	2–4 tonnes per year (arable land) ^b 1–2 tonnes per year (grassland) ^b
Portugal	6 tonnes per year
Unlisted European countries have no additional limits on application rates, the sludge use is only regulated by conditions and limits according to European Directive 86/278/EEC.	
^a Depending on the land, the dw content, and the sludge type.	
^b Depending on the sludge structure (liquid or solid type).	

Disponibilité des ETM

La convention CAPASOL n'a pas mis en évidence d'effet « occupation du sol » qui aurait pu montrer une différence significative des teneurs en ETM dans les sols sous prairies et dans les sols sous culture.

La mobilité des éléments traces métalliques est fonction des caractéristiques des sols. Un facteur important en faveur de l'épandage de quantités plus importantes de matières exogènes sur prairie est la teneur en matières organiques plus élevée en prairies qu'en cultures.

La phytodisponibilité des ETM en prairies est cependant peu connue. Une étude flamande a mis en évidence des relations assez faibles entre la concentration dans les sols et différentes cultures (Figure 56). Cette relation est encore moins marquée pour les sols couverts (Figure 57). Les prairies étant des mélanges plurispécifiques, l'identification de relations généralisables et extrapolables pour l'ensemble les prairies est moins pertinente que pour les cultures.

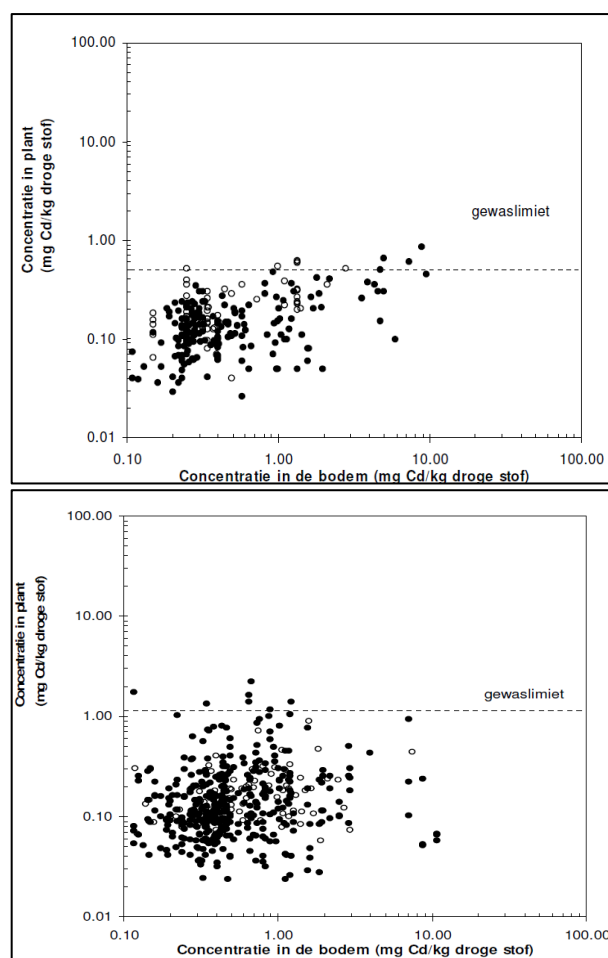


Figure 56. Teneur en Cd dans la pomme de terre (à gauche) et dans l'herbe (à droite) en fonction de la teneur du sol (Smolders *et al.*, 2007).

Pour une gamme de teneurs données, toutes les cultures ne réagissent pas de la même façon à l'augmentation de la teneur d'un sol donné en ETM. La Figure 57 reprend l'exemple du Cd pour le maïs grain, l'herbe, la pomme de terre et le maïs ensilage. L'herbe se trouve parmi les végétaux absorbant le moins de Cd dans ses parties comestibles.

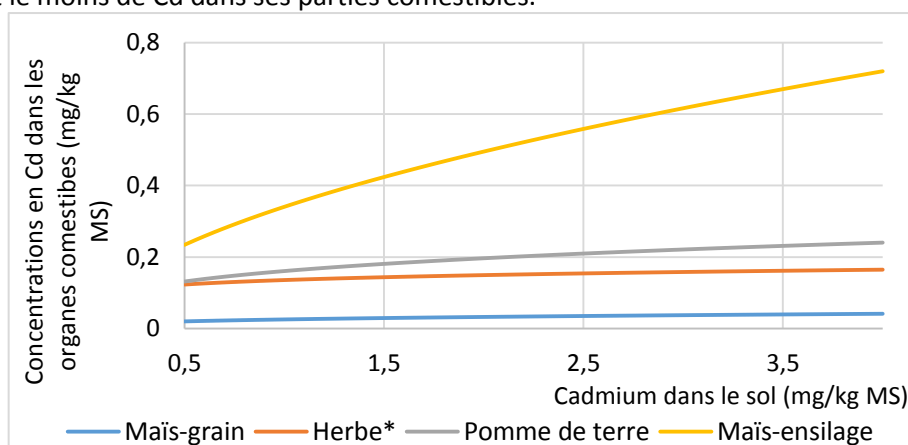


Figure 57. Estimation des concentrations en cadmium dans les organes comestibles de production agricole à partir d'équations de pédotransfert établies à pH_{KCl} de 6,2 (Smolders *et al.*, 2007).

Distribution des ETM

La distribution des teneurs en ETM peut être fortement influencée par la teneur en carbone organique du sol. En prairie permanente, l'absence de travail du sol entraîne une concentration de la matière organique dans les premiers centimètres de l'horizon de sol. La matière organique ayant beaucoup de site de fixation pour les cations (ETM), les contaminants métalliques contenus dans les boues ont donc tendance à rester en surface. Une étude ayant, porté sur quatre années d'apport massif de boues fortement contaminées, a pu montrer qu'entre 60 et 100 % (87 % en moyenne) des métaux apportés sont restés dans les 30 premiers centimètres de l'horizon de sol. En moyenne, entre 72 et 80 % des ETM apportés se retrouvent dans les 5 à 7,5 premiers centimètres du sol respectivement (Davis *et al.*, 1988).

Pour les sols de prairie riches en ETM, un échantillonnage de sol des 7,5 à 10 premiers centimètres de l'horizon serait, *a priori*, un meilleur indicateur des risques de contamination des sols et de contamination par ingestion qu'une analyse de terre classique avec échantillonnage des 20 premiers centimètres de l'horizon de sol.

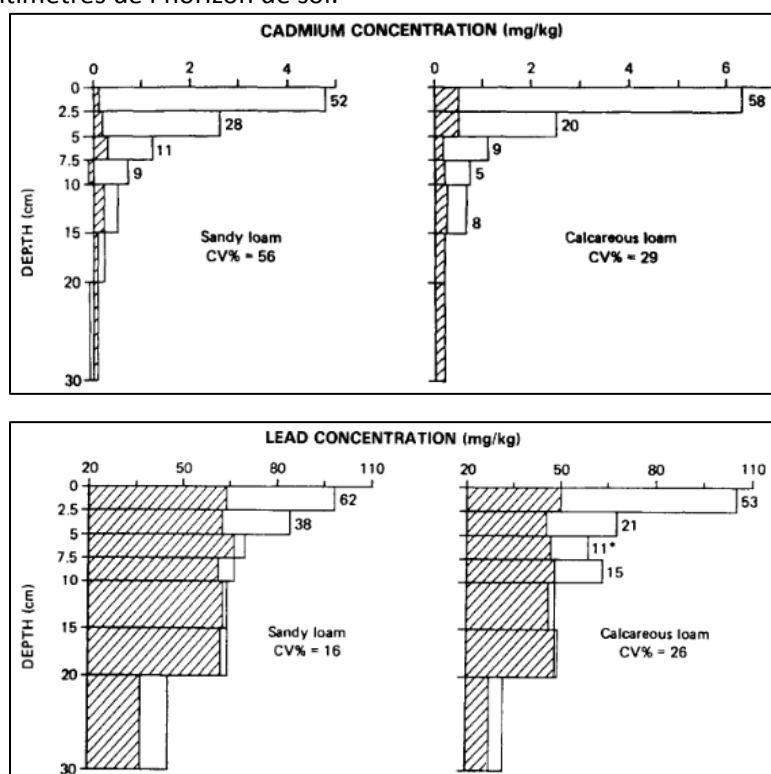


Figure 58. Répartition des teneurs en ETM dans les horizons de sol (Davis *et al.*, 1988). En haut, concentration en Cd, en bas, concentration en Pb.

☞ Comme pour les autres aspects de l'épandage des matières exogènes, la réponse à la question des quantités de boues épandues sur les prairies est donc une question aux réponses variées et à nuancer. Des investigations complémentaires seraient nécessaires en ce qui concerne les risques liés à une ingestion d'un mélange sol – boue par le bétail et la détermination du lien entre le risque pathogène et la quantité de boues épandues. Rappelons toutefois que les prairies sont généralement bien pourvues en matières organiques (recyclage des engrais de ferme) et que l'épandage de matières exogènes organiques ne se justifie pas nécessairement du point de vue agronomique.

d. Evaluation des risques pour les composés traces organiques

L'étude des risques des composés traces organiques (CTO) est d'un même niveau de complexité que pour les ETM. La dégradation de ces composés au cours du temps doit cependant être prise en compte (les ETM peuvent changer de forme mais ne disparaissent pas). Cette dégradation conduit à une diminution de la contamination des sols à terme, mais peut passer par des stades de décomposition (métabolites) qui peuvent être plus toxiques que les composés traces organiques introduits initialement dans le sol. Il convient donc d'établir des études de risques à court et moyen termes en relation avec leurs toxicités (PEC/PNEC).

La fixation de flux maximaux apportés par les épandages de matières organiques exogènes, doit prévoir l'évolution temporelle des concentrations dans différents composantes de l'environnement. Un des critères physico-chimiques déterminants dans l'étude de l'enrichissement à long terme des sols en composés traces organiques est le temps de demi-vie. Une étude menée en Espagne (Passuello, 2011) a montré que parmi divers CTO étudiés (**Tableau 93**), ceux ayant un temps de demi-vie – durée nécessaire pour que la moitié de la quantité de composé présente soit dégradée – de moins de 217 jours ne s'accumulent pas de manière significative dans les sols (taux d'accumulation de 0,45). De manière générale, plus le poids moléculaire est grand, plus le temps de demi-vie – et donc, la vitesse de dégradation – sont élevés.

Tableau 93. Paramètres chimiques et de comportement de dix CTO dans le sol (Passuello, 2011).

Groupe chimique	Substance chimique	Poids moléculaire (g/mole)	Constante de Henry (Pa/(m ³ *mole))	logKoc	logKow	Temps de demi-vie (jours)	Taux de dégradation pour la première année (%)	Taux d'accumulation (concentration finale/charge annuelle en contaminant)
PAHs	Fluorène	166	9,603	4,84	4,26	46	100	0
PAHs	Acenaphthène	154	16,643	4,71	4,14	57	99	0,01
PCBs	PCB 28	258	26,968	4,84	5,64	122	88	0,14
PCBs	PCB 52	292	35,014	5,83	6,11	154	81	0,23
PCBs	PCB 101	326	21,86	6,02	7,04	217	69	0,45
PAHs	Benzo(b)fluoranthène	252	1,223	6,24	6,39	485	41	1,46
PCDD/Fs	2,3,7,8-TCDD	322	1,64	6,14	7,7	708	30	2,32
PCDD/Fs	2,3,4,7,8-PeCDF	340	0,505	5,59	6,5	708	30	2,31
PCDD/Fs	OCDF	444	0,1	6,75	7,97	2292	10	7,62
PCDD/Fs	OCDD	460	0,683	7,9	8,2	2329	10	7,72

Le temps de demi-vie des CTO est corrélé au taux d'accumulation (**Figure 59**). Au plus le temps de demi-vie est grand, au plus les composés vont s'accumuler dans les sols.

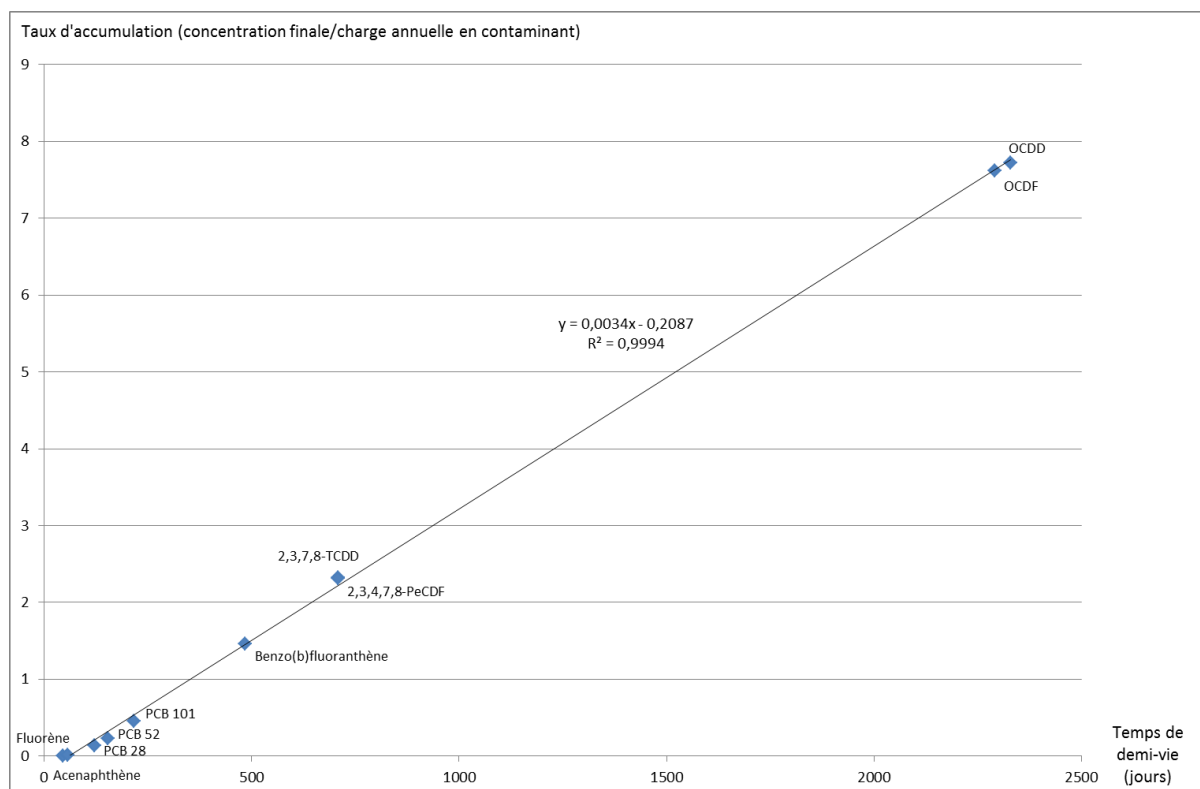


Figure 59. Relation entre le taux d'accumulation dans le sol et le temps de demi-vie (Passuello, 2011).

Les modèles de partitionnement dynamique sont les outils mathématiques permettant l'évaluation du comportement des CTO dans les sols. Les concentrations en contaminants sont variables en fonction du temps dû à la balance des apports, des pertes et des échanges entre les différentes composantes de l'environnement. Les molécules s'accumulant dans l'environnement par les épandages pourront être mises en évidence par l'utilisation de ces modèles. Il conviendra de quantifier les flux maximaux limitant l'accumulation à des concentrations ne présentant pas de risques graves. Ce type d'approche a déjà été développé par Pasuello (2011) pour l'épandage de boues urbaines et pourrait être employé pour la Wallonie.



Pour la fixation de normes au niveau des flux de CTO, nous proposons en première approche de limiter ces normes aux molécules ayant une durée de demi-vie supérieure à 100 jours. Les résultats d'une étude de risque se basant sur un modèle de partitionnement dynamique et des essais (sous serre ou en champs) permettraient d'évaluer les flux et concentrations en CTO à ne pas dépasser.

e. **Projet de modification de norme pour l'utilisation des matières exogènes en Flandre**

Plusieurs travaux ont été réalisés par Kris Broos et Mieke Quaghebeur du VITO de 2009 à 2011 (Broos and Quaghebeur, 2011) afin de proposer des modifications des teneurs maximales en ETM et en CTO actuellement en vigueur en Flandre. Les « propositions » de teneurs maximales ont été

établies sur la base d'un modèle hybride et sur base du risque de production de lixiviats dans les eaux souterraines.

Les différents teneurs maximales « proposées » dans les matières exogènes ont été soumises à une étude de faisabilité en utilisant une base de données agrégées³. Cette étude de faisabilité a examiné l'occurrence de rejet des matières exogènes en considérant les teneurs maximales actuelles et proposées. Différentes remarques ont été émises à propos des contaminants actuellement réglementés et proposés pour être réglementés.

En ce qui concerne les BTEX (CTO ?) le toluène peut être formé par la digestion anaérobie des boues biologiques, ce qui rend ce paramètre complexe à interpréter. L'hexane, l'heptane et l'octane ne dépassent jamais les teneurs maximales, alors que les teneurs maximales proposées sont 100 fois supérieures aux teneurs maximales actuelles. La pertinence de la prise en compte de ces trois paramètres est donc remise en cause. Les EOX (composés organohalogénés totaux extractibles) sont amenés à disparaître car ce n'est pas un paramètre indicateur fiable de la présence d'hydrocarbures chlorés. Pour l'huile minérale, les teneurs actuelles sont maintenues. Conformément au cadre normatif de l'Union européenne, nous devons conclure ici aussi que, étant donné que l'huile minérale est un paramètre de somme (ça veut dire ?) couvrant des composés très différents de caractère très hétérogène, il est très difficile de l'étayer scientifiquement (du point de vue de la toxicologie humaine) dans le cadre de la méthodologie utilisée.

A partir de différentes règles (teneur actuelle supérieure ou inférieure à la teneur maximale « proposée », occurrence de dépassement, présence d'une norme actuelle), des teneurs maximales « projet » ont été déterminées. Ces teneurs maximales « projet » sont présentées au **Tableau 94**.

De manière générale, les teneurs maximales « projet »⁴ sont plus souples que les teneurs maximales actuelles. Il ressort de l'étude que le rejet de matières exogènes pour le dépassement des normes passe de 25 % avec les teneurs maximales actuelles à 17 % avec les teneurs maximales « projet » ; les digestats et les boues d'épuration étant fortement représentés dans les matières exogènes rejetées.

En ce qui concerne les ETM, les teneurs maximales « projet » sont globalement proches des teneurs maximales actuelles du VLAREA. Les teneurs maximales « projet » sont plus strictes pour l'As, le Cr et le Hg et moins strictes pour le Cu, Ni et Zn. Des teneurs maximales « projet » ont également été déterminées pour un certain nombre d'ETM (Co, Mo, Sb et Se) pour lesquels il n'existe actuellement aucune norme.

Les teneurs maximales « projet » pour les CTO sont généralement nettement moins sévères que les normes actuelles du VLAREA (teneurs maximales plus élevées, voire suppression de certains paramètres actuellement pris en considération). Ceci s'explique par le fait que la décomposition biologique et la production de lixiviats ont été pris en compte via le modèle hybride, ce qui n'était pas le cas lors de la détermination des normes actuellement en vigueur. Les seuls contaminants pour lesquels un renforcement de la norme actuelle est projeté sont les PCB (somme des sept

³ Agrégées préalablement par le VITO, l'OVAM, le VLACO et les sociétés actives dans le domaine du recyclage des matières exogènes.

⁴ C'est-à-dire les teneurs maximales proposées considérées comme définitives dans le cadre du projet présenté ici.

congénères). Dans le projet de norme, six autres CTO ont été pris en compte : l'acénaphène, l'acénaphthylène, l'anthracène, le dibenzo(a,h)anthracène, le fluorène et le pyrène.

Tableau 94. Comparaison des teneurs maximales actuelles et en « projet » pour les contaminants des matières exogènes en Flandre. En vert, les teneurs maximales qui ont été rendues plus souples voire supprimées ; en orange, les teneurs maximales qui ont été rendues plus restrictives voire ajoutées ; en noir, les teneurs maximales inchangées par rapport à la norme actuelle.

	Paramètre	Teneur maximale actuelle (mg/kg M.S.)	Teneur maximale "projet" (mg/kg M.S.)
ETM	As	150	25
	Cd	6	6
	Cr	250	150
	Cu	375	800
	Hg	5	1
	Pb	300	300
	Ni	50	100
	Zn	900	1500
	Co	-	100
	Mo	-	25
	Sb	-	10
	Se	-	40
BTEX	Benzène	1,1	-
	Toluène	1,1	-
	Ethylbenzène	1,1	-
	Xylènes	1,1	-
	Styrène	1,1	-
HAP	Acénaphène	-	10
	Acénaphthylène	-	10
	Anthracène	-	5
	Benzo(a)pyrène	1,1	3
	Benzo(b)fluoranthène	2,3	10
	Benzo(g,h,i)pérylène	1,1	5
	Benzo(k)fluoranthène	2,3	5
	Chrysène	1,7	3
	Dibenzo(a,h)anthracène	-	5
	Benzo(a)anthracène	0,68	3
	Phénanthrène	0,9	10
	Fluoranthène	2,3	10
	Fluorène	-	10
	Indeno(1,2,3,cd)pyrène	1,1	5
	Naphtalène	2,3	3
	Pyrène	-	3
Autres composés traces organiques	Hexane	5,5	-
	Heptane	5,5	-
	Octane	5,5	-
	Huile minérale (C10-C40)	560	560
	Huile minérale (fraction C10-20)	560	560
	Huile minérale (fraction C20-40)	5600	5600
	EOX (mgCl/kg M.S.)	40	-
	Chloroéthène (chlorure de vinyle)	0,23	-
	Dichlorométhane	0,23	-
	Cis+trans-1,2-dichloroéthène	0,23	-
	1,1-dichloroéthane	0,23	-
	Trichlorométhane (chloroforme)	0,23	-
	1,1,1-trichloroéthane	0,23	-
	Tétrachlorométhane	0,23	-
	1,2-dichloroéthane	0,23	-
	Monochlorobenzène	0,23	-
	Trichloroéthène (tri)	0,23	-
	1,1,2-trichloroéthane	0,23	-
	Tétrachloroéthène (per)	0,23	-
	1,3-dichlorobenzène	0,23	-
	1,4-dichlorobenzène	0,23	-
	1,2-dichlorobenzène	0,23	-
	1,3,5-trichlorobenzène	0,23	-
	1,2,4-trichlorobenzène	0,23	-
	1,2,3-trichlorobenzène	0,23	-
	1,2,3,5-tétrachlorobenzène	0,23	2
	1,2,4,5-tétrachlorobenzène	0,23	2
	1,2,3,4-tétrachlorobenzène	0,23	2
	Pentachlorobenzène	0,23	1,5
	Hexachlorobenzène	0,23	0,5
	PCB (somme des 7 congénères)	0,8	0,6

3.3.3. Salinité et conductivité électrique

En considérant les conditions climatiques en Belgique (cfr. 1.4.2 du livrable 2), la salinité ne joue qu'un rôle secondaire pour les matières utilisées en plein champ. Une bonne partie des sels sont lixiviés par les précipitations. Pour les usages domestiques ou sous serres, il convient d'être plus strict.

👉 **La salinité est souvent déterminée par une extraction à l'eau distillée et une mesure de la conductivité électrique. La conductivité électrique est un paramètre intégrateur de la quantité d'ions solubles. Fixer un seuil trop bas limiterait le contenu en nutriments solubles qui sont recherchés par l'agriculteur pour sa fertilisation. A l'heure actuelle, l'état des connaissances de ce paramètre n'est pas suffisant pour fixer une norme. Dans la norme à proposer, une teneur maximale à ne pas dépasser pour les cultures en champs et une autre pour les cultures sous serre devraient être présentées, avec une tolérance bien plus importante pour l'utilisation en champs.**

3.3.4. Phytotoxicité

Les tests de phytotoxicité sont de différents types : test de germination, tests de croissance foliaire et de croissance racinaire. Ils peuvent être réalisés avec différentes espèces : cresson alénois, orge, salade, haricot et ray-grass. La phytotoxicité a de nombreuses causes (non-maturité du produit, ETM, CTO, consommation d'oxygène, etc.). Afin de déterminer la maturité des matières organiques exogènes, les composts sont souvent soumis aux tests de phytotoxicité. L'Institut scientifique de service Public (ISSeP) a mis au point une procédure de laboratoire pour le retard de germination engendré par les composts (pourcentage d'inhibition de la germination de graines de cresson après 10 jours de croissance à environ 20 °C). Pour les autres matières, cela reste un champ de recherche peu exploré. Fuentes (2004) a testé la phytotoxicité de différentes boues de stations d'épuration conforme à la législation européenne. D'après cet auteur, les traitements des boues semblent fortement influencer la phytotoxicité (Figure 60).

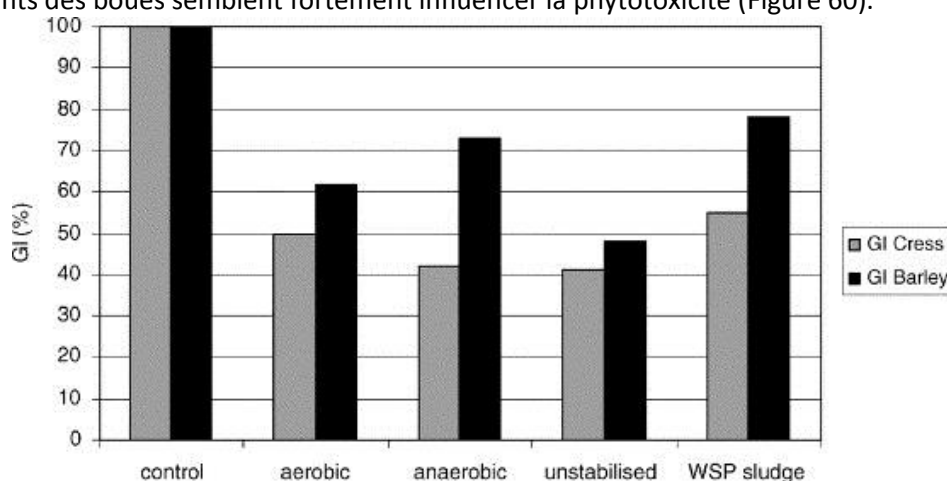


Figure 60. Index de germination (GI) pour différents traitements et type de boues (témoin, aérobie, anaérobie, non stabilisées et issues du lagunage) pour le cresson (en gris) et l'orge (en noir) (Fuentes *et al.*, 2004).

Les essais biologiques peuvent permettre de détecter l'effet de contaminants et de leurs interactions à des concentrations qui ne peuvent pas être bien évaluées analytiquement. Ces

essais sont des outils complémentaires pratiques aux analyses physico-chimiques classiques pour l'évaluation de risques écotoxicologiques (Moreira *et al.*, 2008).

Les diverses plantes testées réagissent souvent différemment aux multiples matières. Une combinaison des résultats obtenus doit donc permettre une meilleure appréciation de la qualité biologique des produits, et ainsi faciliter le choix des matières employées pour des utilisations plus exigeantes, comme la production de substrats (Küpper *et al.*, 2007).

Le « test de germination » évalue les risques d'inhibition de la germination des semences mises en contact avec les produits testés. Les doses testées sont des multiples (1x, 2x, 5x par exemple) de la dose maximale d'épandage. Le résultat final est exprimé en taux de germination (%) et est comparé à un traitement témoin.

Le « test de croissance » évalue les risques d'inhibition de la croissance des parties aériennes et souterraines des végétaux supérieurs. Les résultats des tests sont exprimés en % de croissance des plantes (matière sèche et fraîche) dans le mélange terre-matière par rapport à la croissance des plantes dans le substrat de référence. Les doses testées sont ici aussi des multiples (1x, 2x, 5x par exemple) de la dose maximale d'épandage. Pour le test de croissance racinaire, les paramètres mesurés sont la longueur de la plus longue racine et la matière sèche racinaire.

Des essais biologiques peuvent aussi s'intéresser à la survie ou à la reproduction d'espèces animales comme les vers de terre par exemple.

 **Pour les matières servant de support de culture (comme les composts), la phytotoxicité est un critère important, elle doit être évaluée comme critère de qualité. Il serait nécessaire de réaliser ces tests sur l'ensemble des matières épandables en Région wallonne au sein d'un essai spécifique. A partir des résultats de cet essai, il serait envisageable de fixer une norme de qualité à respecter par type de matière.**

3.3.5. Absence de semences viables ou organes permettant la multiplication d'adventices et de plantes invasives

Les organes reproducteurs végétaux permettant la multiplication d'adventices et de plantes invasives sont à minimiser dans une matière à épandre. Un test de germination doit prouver l'absence de semences viables ou organes permettant la multiplication d'adventices et de plantes invasives.

Un projet financé par la Direction de la Protection des Sols, actuellement en cours de finalisation, aborde ce sujet pour l'élimination de la Renouée du Japon (*Fallopia japonica*) par le processus de compostage.

 **Dans le cas d'un nouvel intrant (par exemple, coupe de bords de routes) pouvant contenir de manière accidentelle des organes reproducteurs végétaux indésirables, nous recommandons d'évaluer dans un dispositif batch ou de plus petite échelle la survie de ces organes reproducteurs.**

3.3.6. Aspect sanitaire

Au niveau des risques sanitaires, la prévention est souvent privilégiée au contrôle. La prévention se fait par sélection des intrants, par traitement, par la mise en place de délais avant utilisation du sol et via des prescriptions d'utilisation.

La source principale d'information utilisée dans cette partie est un projet transversal européen portant sur les niveaux de pathogènes et leurs diminutions dans les boues, les sols et les déchets ménagers (Lepeuple *et al.*, 2004).

a. Traitements

Les traitements peuvent diminuer les quantités de pathogènes dans les matières de manière plus ou moins forte. Le **Tableau 95** donne une échelle d'appréciation de l'efficacité des traitements. En fonction de la présence d'intrants à risque dans le processus de production d'une matière (sous-produit animaux, boues urbaines, fientes de poules, etc.), il est envisageable d'imposer des traitements ayant des niveaux de réduction de type « moyen, bon ou très bon » selon le risque qu'ils présentent.

Tableau 95. Echelle d'appréciation de l'efficacité des traitements (Elissade *et al.*, 1994). Les taux de réduction sont exprimés en log 10 et en pourcentages.

Niveau de réduction	Taux de réduction (log 10)	Taux de réduction (%)
Faible	< 2 log	< 99
Moyen	2 à 4 log	99 à 99,99
Bon (hygiénisation)	4 à 6 log	99,99 à 99,9999
Très bon (hygiénisation à stérilisation)	> 6 log	> 99,9999

Le **Tableau 96** donne des gammes de valeurs de l'efficacité des traitements pour différents groupes de pathogènes.

Tableau 96. Efficacité des traitements des différents groupes de pathogènes pour les boues urbaines. Les diminutions sont exprimées en log 10.

Traitements	Bactéries	Virus	Parasites (protozoaires et helminthes)
Digestion anaérobie	0,5 à 4	0,5 à 2	0,5
Digestion aérobie	0,5 à 4	0,5 à 2	0,5
Compostage	2 à 4	2 à 4	2 à 4
Séchage à l'air	0,5 à 4	0,5 à 4	0,5 à 4
Stabilisation par chaulage	0,5 à 4	4	0,5

Il est relativement difficile de déclarer un niveau d'efficacité unique pour un traitement vu qu'il est différent pour chaque micro-organisme. Le **Tableau 97** reprend les diminutions, en log 10, de différents pathogènes en fonction du traitement.

Tableau 97. Diminution de micro-organismes pathogènes exprimée en log 10 pour différents traitements (De Bertoldi *et al.*, 1991; Schwartzbrod, 1997; Horan and Lowe, 2002; Mocé-Llivina *et al.*, 2003).

Micro-organisme	Traitement thermique	Chaulage		Digestion anaérobie		Compostage	Pasteurisation et digestion mésophile anaérobie	
		Boues	Biodéchets	Mésophile (37 °C)	Thermophile (55 °C)		70 °C durant 30 minutes	55 °C durant 240 minutes
Pathogènes				2	4			
<i>Campilobacter jejuni</i>			7,23 à 7,49	0,34		5,7	6,76	4,56
<i>Clostridium perfringens</i>		0,1 à >4						
<i>Clostridium sulfito-réducteur</i>	0,3	2,3						
Coliformes fécaux		1,3 à >6,7				0,68 à >6		
Entérocoques		2,22				0,71 à 4		
Entérocoques	>2,7							
<i>Escherichia coli</i>	>3,6	2,57	4,35 à 4,76	3,37		6,18	7,9	7,9
<i>Listeria monocytogenes</i>			6,75	2,23		2,44 à 3,1	8,12	6,06
<i>Salmonella enteritidis</i>							8,24	8,24
<i>Salmonella senftenberg</i>			4,71 à 7,95	4,18		2,09 à 2,39	7,89	6,95
<i>Salmonella typhimurium</i>							7,39	6,42
Virus				0,5 à 2	6			
Poliovirus			6,5 à 6,82	4,46		7,85	8,3	8,42
Coliphage somatique	0,6							
<i>Cryptosporidium</i>			0 à 1,98	2,67			1,4	1,4

Le **Tableau 98** reprend des valeurs de réduction des pathogènes en fonction de la température. *E. coli* est le micro-organisme le plus réduit par la température. A l'inverse, le coliphage somatique est un micro-organisme plus résistant aux températures élevées.

Tableau 98. Réduction des pathogènes en fonction de la température, exprimée en log 10 (Mocé-Llivina *et al.*, 2003).

	Pathogen reduction (log unit)	
	Sludge treated at 80°C for 90min	Sewage treated at 60°C for 30 min
<i>E coli</i>	> 3.6	6
<i>Enterococcus</i>	> 2.7	3.4
Sulfite-reducing <i>Clostridium</i>	0.3	0.1
Somatic coliphage	0.6	0.8

Le **Tableau 99** reprend la réduction du nombre de coliformes et de *Clostridium perfringens* au cours du temps en fonction de la dose de CaO ajoutée.

Tableau 99. Réduction de la charge microbienne en coliformes et *Clostridium perfringens* après traitement avec de la chaux vive (après 4 heures, 1 jour et 14 jours), exprimée en log 10 (Schwartzbrod, 1997).

CaO dose (%)	°C after 1 st day	Coliforms			<i>Clostridium perfringens</i>				
					Vegetative			Spores	
		4 hours	1 day	14 day	4 hours	1 day	14 days	1 day	14 day
0	20	-	-	1.3	-	-	0.1	-	0.4
2	20	2.8	3.5	5.3	1.2	1.5	2.0	2.0	> 4.0
4	20	3.2	3.2	6.3	1.3	1.8	2.2	> 4.0	> 4.0
6	20	3.8	5.2	6.3	1.4	1.9	3.0	> 4.0	> 4.0
6	26	-	5.2	6.3		2.2	4.0	> 4.0	> 4.0
8	20	5.2	3.2	> 6.7	1.5	1.7	3.0	> 4.0	> 4.0
8	28	-	5.6	> 6.7		1.9	> 4.0	> 4.0	> 4.0
10	20	3.2	6	6.2	1.2	1.7	> 4.0	> 4.0	> 4.0
10	33	-	5.5	6.3	-	2.1	> 4.0	> 4.0	> 4.0
15	20	-	5.5	> 6.7	-	2.9	> 4.0	> 4.0	> 4.0
15	39	-	6	> 6.7	-	> 4	> 4.0	> 4.0	> 4.0

Les traitements n'ont pas le même pouvoir d'inactivation des virus. Entre les trois traitements repris au **Tableau 100**, la digestion anaérobie à 55 °C est la plus performante.

Tableau 100. Effet d'inactivation de la digestion sur les virus, exprimé en pourcentage (Schwartzbrod, 1997).

Treatment processes	Virus inactivation (%)
Mesophilic anaerobic digestion (30 – 35°C)	50 to 99
Thermophilic anaerobic digestion (50°C)	99.9999
Thermophilic aerobic digestion (45°C)	98

Les traitements efficaces contre les helminthes sont les traitements thermophiles, qu'ils soient aérobie ou anaérobie (**Tableau 101**).

Tableau 101. Efficacité de la digestion sur la survie des helminthes (Schwartzbrod, 1997).

Efficient treatments		Non efficient treatments	
Thermophilic aerobic digestion	45°C for 20 days 55°C for 2h	Mesophilic aerobic digestion	Ambient temperature (90-95% of viable eggs)
Thermophilic anaerobic digestion	38°C for 30days 49°C for 10 to 20 days	Mesophilic anaerobic digestion	35°C for 10 to 20 days (38-90% of viable eggs)

Le **Tableau 102** reprend des données quantitatives sur l'influence de la digestion aérobie et anaérobie sur la réduction en pathogènes comme étudié par Straub *et al.* (1993).

Tableau 102. Concentrations en pathogènes et indicateurs dans les boues digérées, en nombre d'organisme par gramme de matière sèche (Straub *et al.*, 1993).

Organism	Number of organisms/g dry wt		
	Primary sludge	Anaerobic digested sludge	Aerobic digested sludge
Enteric viruses	$10^2 - 10^4$	0.2 – 210	0 – 260
Rotaviruses		14 – 485	ND
<i>Salmonella</i>	$10^2 - 10^3$	$3 - 10^3$	3
Total coliforms	$10^8 - 10^9$	$10^2 - 10^6$	$10^5 - 10^6$
Faecal coliforms	$10^6 - 10^7$	$10^2 - 10^6$	$10^5 - 10^6$
<i>Shigella</i> spp		20	ND
<i>Yersinia enterocolitica</i>		10^5	ND
<i>Giardia</i> spp	$10^2 - 10^4$	$10^2 - 10^3$	ND
<i>Ascaris</i>	$10^2 - 10^3$	-	-
<i>Trichuris</i>	10^2	-	-
<i>Toxocara</i>	$10 - 10^2$	-	-

Le compostage est un traitement très efficace pour éliminer les contaminants dans les boues (réduction de la présence d'agents pathogènes et même de certains CTO) (Blanpain *et al.*, 2009).

b. Délais avant utilisation et type d'épandage

Il n'y a pas beaucoup de données quantitatives sur les quantités de pathogènes dans les sols. Le **Tableau 103** donne le temps de survie des pathogènes dans les sols. La majorité des pays prévoit des délais compris entre trois et six semaines, provoquant la chute de l'effectif de nombreux micro-organismes (**Figure 61**). Les temps de survie renseignés au **Tableau 103** sont parfois très importants (surtout pour les helminthes) et posent problème dans la mise en place de délais avant utilisation du sol.

Tableau 103. Temps de survie de pathogènes dans le sol et à la surface des plantes (Gerba and Smith, 2005). ¹ Il existe peu d'information sur les temps de survie pour les cystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium* (USEPA, 1999).

Pathogène	Sol		Plantes (surface)	
	Maximum commun	Maximum absolu	Maximum commun	Maximum absolu
Bactéries	2 mois	12 mois	1 mois	6 mois
Virus	3 mois	12 mois	1 mois	2 mois
Protozoaires (oocystes) ¹	2 jours	10 jours	2 jours	5 jours
Helminthes (œufs)	2 ans	7 ans	1 mois	5 mois

Les facteurs environnementaux comme la température, l'humidité, le rayonnement solaire, le pH et les facteurs liés à la matière comme la quantité de pathogènes, la compétition entre micro-organismes, le taux de matières organiques, la présence de substances toxiques et d'antimicrobiens vont moduler le temps de survie des organismes.

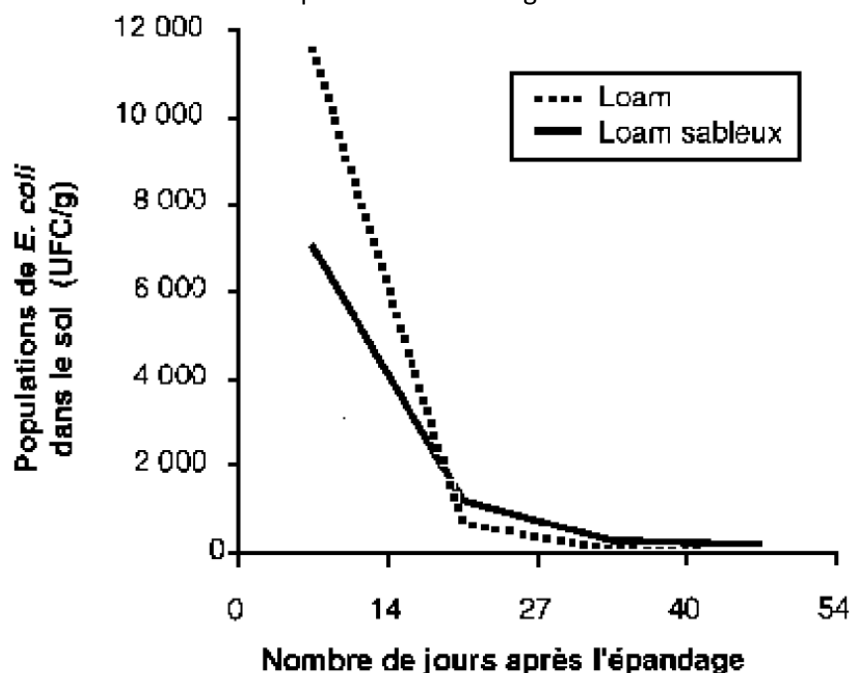


Figure 61. Survie des *E. coli* dans le sol suite à l'épandage de 27 m³/ha d'un lisier de porcs contenant 1 300 000 coliformes fécaux par gramme (Côté and Quesy, 2005). Le loam correspond au limon et le loam sableux au limon sableux.

Le Tableau 104 reprend les conditions de survie de différentes bactéries dans les sols de France. Les temps de survie peuvent aller jusqu'à 70 jours dans les sols pour *Salmonella*.

Tableau 104. Survie des pathogènes dans les sols en France (Dapilly and Neyrat, 1999).

Pathogens	Survival conditions
Coliforms	38 days at the soil surface and 14 days on grass
<i>Salmonella</i>	70 days in deep areas of soils and 40 days at the soil surface
<i>Shigella</i>	42 days on grass
<i>Streptococcus</i>	38 days at the soil surface and 35 to 63 days in soils.

Les fumiers et les lisiers contiennent souvent des salmonelles, ainsi que des quantités très importantes de l'indicateur *Escherichia coli* (Hébert *et al.*, 2003; Majdoub *et al.*, 2004). Il est, par ailleurs, important de souligner que le test standard pour l'analyse des *Escherichia coli* (CEAQ, 2004) au Québec ne permet pas de mesurer les souches pathogènes qui peuvent être présentes dans les fumiers, comme *Escherichia coli* O157:H7.

Tableau 105. Comparaison entre les critères P (catégories de teneurs limites en pathogènes) en *E. coli* et salmonelles et la teneur de certaines boues industrielles et des engrais de ferme (Hébert *et al.*, 2002).

	<i>Escherichia coli</i> (NPP/g M.S.) (1)	<i>Salmonella</i> (NPP/4 g M.S.) (1)
Critère P1	< 1000	< 3 par 4 g
Critère P2 (2)	< 2 000 000	
Biosolide papetier #1	18 (éch. champ) ; > 5000 (éch. usine) (2) et (3)	< 3
Biosolide papetier #5	296 (éch. usine) ; > 5300 (éch. champ) (2) et (3)	< 1,5
Biosolide papetier #12	4100	< 1,0
Compost #1	6400	< 1,5
Fumier de bovins (n = 5) (4)	64 000; (min = 235; max = 285 000)	Détectées dans 100 % des cas
Lisier de porc (n = 6) (4)	1.5×10^7 ; (min = 5×10^5 ; max = 5×10^7)	Détectées dans 67 % des cas
(1) NPP : Nombre le plus probable; M.S. : matière sèche		
(2) La limite P2 de teneur en <i>E. coli</i> ne s'applique pas aux biosolides papetiers réputés non contaminés par des matières fécales humaines, comme les biosolides papetiers #1, #5 et #12.		
(3) La teneur réelle en <i>E. coli</i> est indéterminée, à cause de la limite de quantification supérieure trop faible		
(4) n : nombre d'échantillons analysés		

c. Evaluation des risques sanitaires

La présence d'un agent infectieux dans une matière ne signifie pas nécessairement qu'il existe un risque sanitaire. Il faut évaluer ce risque mais les relations épidémiologiques ne sont pas toujours définies (Mustin, 1987).

Les différents paramètres à considérer pour l'analyse des risques sanitaires sont les suivants :

- grande variété de pathogènes ;
- difficulté d'analyse (matrice non conventionnelle) ;
- détection des œufs viables des parasites (erreur analytique admise d'un facteur 10 !) ;
- voies de transmission et de pénétration nombreuses ;
- survie très longue (plus d'un an) de quelques agents pathogènes, mais *quid* des délais à fixer ? ;
- estimation des expositions (quantité de terre ingérée, quantité de végétaux souillés, etc.) ;
- définition de la relation dose – réponse (dose minimale infectieuse en fonction de l'espèce, de l'âge, de l'état de santé, des immunités acquises).

Un risque sanitaire potentiel est donc complexe à identifier et à nuancer au cas par cas.

d. Critères à retenir pour les aspects sanitaires

En culture, les matières non traitées efficacement et présentant des risques doivent être enfouies par labour ou pseudo-labour.

L'exigence de qualité doit être plus importante pour les prairies, les cultures maraîchères et fruitières et les pommes de terre où les risques sont reconnus comme plus importants. Deux types d'éléments pathogènes peuvent être analysés : les micro-organismes indicateurs de traitement et des agents pathogènes spécifiques. Il est nécessaire d'avoir plusieurs indicateurs pour prédire la présence d'un certain nombre d'agents pathogènes présentant des risques et des résistances différents.

Pour être considéré comme indicateur, les critères à remplir sont :

- être identifié et quantifié par des moyens simples, robustes, précis et peu coûteux, cela impliquant que l'organisme indicateur soit présent en quantité suffisante pour garantir une quantification précise ;
- présenter une haute résistance aux traitements ;
- l'évolution de sa concentration doit être corrélée à l'évolution des populations d'agents pathogènes. Cela implique une résistance similaire aux traitements ou autres stress environnementaux (Lepeuple *et al.*, 2004).

Les helminthes et protozoaires ne sont pas toujours présents dans les matières organiques exogènes. L'analyse des œufs viables d'*ascaris* par exemple est une procédure assez longue et coûteuse (Hébert, 2005). Les virus sont considérés comme plus difficiles à quantifier bien que d'énormes progrès en biologie moléculaire aient été réalisés (parmi les virus, ce sont les virus entériques qui sont les plus faciles à quantifier). Les bactéries sont souvent sélectionnées comme indicateur mais certaines études montrent qu'elles n'indiquent pas bien la présence de virus.

Les entérocoques survivent bien et n'ont pas tendance à recroître. Les *Clostridium* sulfato-réducteur sont connus pour leurs capacités à sporuler ce qui leur octroie une grande résistance aux traitements. Les coliphages, en particulier F2, sont connus pour leurs bonnes résistances à la température. Les œufs d'*Ascaris* sont également assez résistants aux traitements.

L'ADEME a étudié les corrélations entre les pathogènes et plusieurs indicateurs dans des composts issus du recyclage des déchets. Ils n'ont pas trouvé de relation entre *Clostridium* et *Salmonella* et entre *Clostridium* et *Listeria* (Segala *et al.*, 2002).

Il a par ailleurs été démontré que les salmonelles ne sont pas détectées dans les boues urbaines lorsqu'il y a moins de 1 000 coliformes fécaux/g sec (USEPA, 1999). L'USEPA a donc permis l'utilisation des coliformes fécaux comme « indicateurs » de la présence de *Salmonella* et autres bactéries fécales pathogènes.

Tableau 106. Relation entre certains pathogènes et indicateurs.

Indicateurs	Relation	Pathogènes
Si <i>E. coli</i> < 1 par 100 g	Absence de	<i>Listeria monocytogenes</i>
	48 % Absence d'	Œufs d'helminthes
Si <i>Enterococcus</i> < 1 par 100 g	Absence de	<i>Listeria monocytogenes</i>
	Absence d'	Œufs d'helminthes
	Absence d'	<i>Aspergillus</i>
Si <i>C. perfringens</i> < 1 par 100g	Absence d'	<i>Aspergillus</i>

Si les indicateurs de traitements ne sont pas naturellement présents dans la matière, il a été envisagé d'ajouter avec une quantité connue certains indicateurs dits « test ». La différence avant et après traitement permettant de déterminer l'efficacité du traitement. Les micro-organismes « test » Tobacco mosaic virus et *Plasmodiophora brassicae* sont utilisés en Allemagne pour vérifier le bon hygiénisation des processus de compostage et biométhanisation (Pietsch, 2005).

Tableau 107. Liste des pathogènes testeurs potentiels (Déportes and Gay, 2001). Les organismes en gras sont les organismes à utiliser de préférence.

Human and animal pathogens	Plant pathogens
Bacteria	Fungi
<i>Bacillus spp</i>	
<i>Campylobacter spp</i>	
<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Chalara elegans</i>
<i>Escherichia coli</i>	<i>Cylindrocarpon destructans</i>
<i>Enterococci</i>	<i>Fusarium oxysporum</i>
<i>Listeria spp</i>	<i>Phytophthora cryptogea</i>
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	<i>Plasmodiophora brassicae</i>
<i>Mycobacterium partuberculosis</i>	<i>Pythium ultimum</i>
<i>Salmonella spp</i>	<i>Rhizoctonia solani</i>
<i>Salmonella senftenberg W775</i>	<i>Sclerotinia sclerotiorum</i>
<i>Yersinia enterocolitica</i>	
Viruses	Viruses
Coliphages	
Coxsackievirus B	Beet necrotic yellow vein virus
Parvovirus	Tobacco mosaic virus
	Tobacco necrosis virus
Parasites (viable ova)	Nematodes (oocysts, larva, ova)
<i>Ascaris spp</i>	
<i>Taenia spp</i>	<i>Ditylenchus dipsaci</i>
<i>Giardia lamblia</i>	<i>Longidorus spp</i>
<i>Cryptosporidium parvum</i>	<i>Xiphinema spp</i>

Il existe une grande variété de pathogènes mais quelques-uns seulement peuvent être quantifiés. De nombreuses méthodes d'analyses sont encore en développement. En effet, les techniques traditionnelles de microbiologie sont issues du secteur de l'hygiène alimentaire, des sciences vétérinaires, de la microbiologie de l'eau et du sol. En France, des seuils pour la norme NFU 44-095 ont été établis au niveau de quelques pathogènes (**Tableau 108**). Les critères sont de deux types : les agents indicateurs de traitement et les agents pathogènes à l'origine de toxi-infections alimentaires. Ces tests microbiologiques ne sont pas nécessairement adaptés à la problématique de l'épandage de matière sur les sols et coûtent chers (310 €/lot).

Tableau 108. Norme NFU 44-095 au niveau de pathogène (AFNOR, 2002).

	Micro-organisme	Toutes cultures sauf cultures maraîchères	Cultures maraîchères	Norme
Agents indicateurs de traitements	<i>Escherichia coli</i>	10 ⁴ /g M.B.	10 ⁴ /g. M.B	NF V 08-053
	<i>Clostridium perfringens</i>	10 ³ /g M.B.	10 ² /g. M.B	
	Entérocoques	10 ⁵ /g. M.B.	10 ⁵ /g. M.B	NF EN ISO 7899-1
Agents pathogènes	Œufs d'helminthes viables	Absence dans 1 g de M.B.	Absence dans 25 g de M.B.	XP X 33-017
	<i>Listeria monocytogenes</i>	Absence dans 1 g de M.B.	Absence dans 25 g de M.B.	
	<i>Salmonella</i>	Absence dans 1 g de M.B.	Absence dans 25 g de M.B.	NFV EN ISO 7899-1 et NF V 08-053

e. Relations pathogènes dans les matières, le sol et les produits récoltés : l'exemple de l'essai QUALIAGRO

Certains paramètres microbiologiques ne sont pas encore bien analysés, certains résultats expérimentaux curieux mettent cela en évidence. Ces résultats proviennent de l'essai QUALIAGRO de l'INRA (Brochier, 2009).

Les traitements organiques sont :

- un compost de boues de station d'épuration "DVB" : co-compostage de boues d'épuration urbaines avec des déchets verts ;
- un compost de biodéchets "BIO" : compostage de la fraction fermentescible des ordures ménagères collectées sélectivement, en mélange avec des déchets verts ;
- un compost d'ordures ménagères résiduelles "OMR" : compostage de la fraction résiduelle des ordures ménagères après collecte sélective des emballages ;
- un fumier de bovins "FUM" qui représente l'amendement de référence.

L'essai étudie notamment les relations entre les pathogènes trouvés dans les matières et dans les sols. Les micro-organismes détectés dans les sols sont essentiellement les entérocoques et *Clostridium perfringens*, mais sans effet visible de l'apport de PRO. Les œufs d'helminthes sont détectés parfois, mais sans lien avec les épandages. Les autres micro-organismes (*Salmonelles*, *L. monocytogenes* et *E. coli*) ne sont pas détectés dans les sols, sauf exceptions ponctuelles. Il n'y a pas de survie des pathogènes des PRO dans les sols.

Le suivi dans les sols est fait depuis 2005 chaque année au moment de la récolte, afin d'évaluer le lien possible de la présence de micro-organismes dans les sols et dans les plantes. En plus de ce suivi régulier, en 2004 et 2006, un suivi a été réalisé avant et après épandage pour évaluer la survie des pathogènes dans les sols.

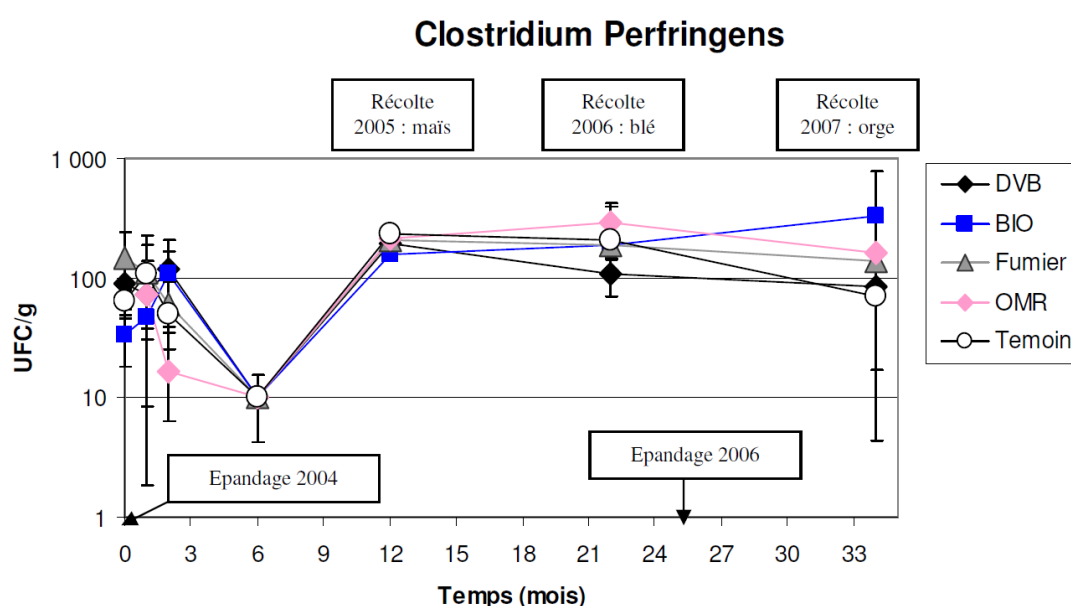
Les micro-organismes pathogènes *Listeria monocytogenes* et *Salmonella*, ne sont pas détectés dans les sols, excepté pour un échantillon de sol d'une des trois parcelles BIO. Les quantités d'*E. coli* sont inférieures au seuil de détection de 10 ou 100 UFC/g MB dans tous les échantillons de sols.

Les œufs d'helminthes sont rarement détectés (**Tableau 109**) dans les sols. Ils ne sont pas détectés avant épandage, ni après 12 et 22 mois après l'épandage. Certains échantillons prélevés 1, 2, ou 6 mois après épandage se sont révélés positifs sans logique apparente. En effet, les œufs d'helminthes n'étaient pas détectés dans les matières épandues. La parcelle témoin, est positive à 1 mois, alors qu'aucun épandage n'a été effectué. En 2006 et 2007, ils ne sont plus détectés, excepté dans une parcelle DVB.

Tableau 109 : Présence/absence d'œufs d'helminthes dans les sols après épandage au site expérimental de QUALIAGRO. Bio : « Compost de biodéchets », BVB : « Compost de boues de station d'épuration », OMR : « Compost d'ordure ménagère », FUM : « Fumier de bovin ».

	To	1 mois	2 mois	6 mois	12 mois	22 mois	34 mois
	Sept 04	Oct 04	Nov 04	Mars 05	Sept 05	Juill 06	Juill 07
BIO	A	P(1/3)	A	A	A	A	A
DVB	A	A	A	P(1/3)	A	A	P(1/4)
OMR	A	A	P(1/3)	P(2/3)	A	A	A
FUM	A	A	P(1/3)	P(3/3)	A	A	A
TEM	A	P(2/3)	A	A	A	A	A

Pour les entérocoques fécaux et *Clostridium perfringens* (**Figure 62**), l'évolution des concentrations est peu liée aux matières organiques mais dépendent fortement des conditions climatiques.



Entérocoques

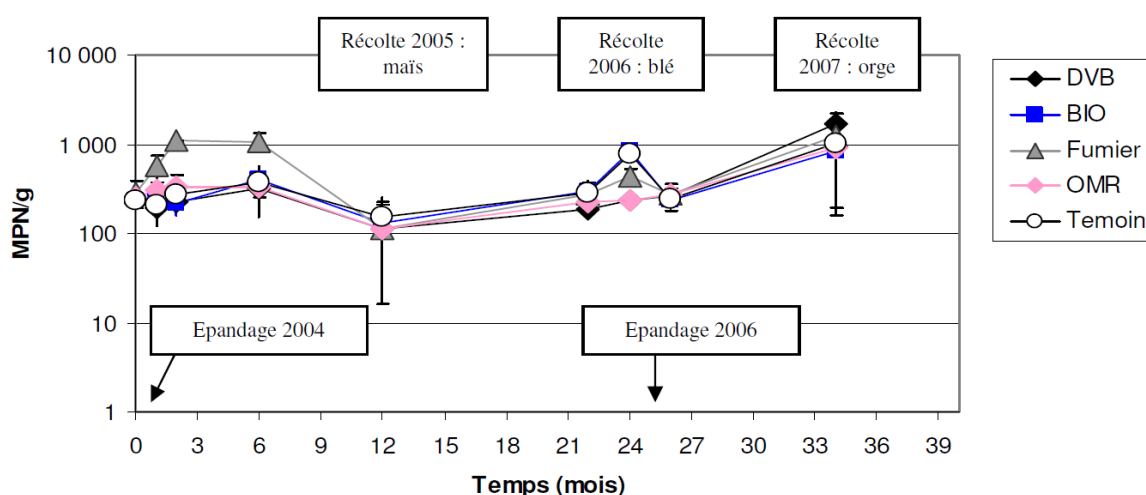


Figure 62. Evolution des niveaux de population des entérocoques et de *C. perfringens* au cours du temps dans le sol de septembre 2004 à septembre 2007. Bio : « Compost de biodéchets », BVB : « Compost de boues de station d'épuration », OMR : « Compost d'ordure ménagère ».

Aucun effet des traitements n'est visible sur les teneurs en germes dans les plantes. Les entérocoques sont détectés dans l'ensemble des plantes (racines, tiges, feuilles et grains), mais sans lien avec les traitements. Les œufs d'helminthes sont parfois détectés dans les racines, mais sans lien non plus avec les traitements ou les concentrations observées dans les sols.

☞ L'ensemble de ces résultats montre la complexité de la mise en évidence des relations entre les pathogènes présents dans les matières, le sol et les produits récoltés. Les difficultés analytiques et leurs incertitudes d'un facteur dix expliquent partiellement ces résultats.

3.4. Niveau de suivi proposé pour l'amélioration de la traçabilité des matières exogènes utilisées en agriculture en Wallonie

3.4.1. Fréquence d'analyse des matières

La fréquence de suivi des polluants, des pathogènes et des autres critères de qualité dépend de la quantité de matières produites. L'agence américaine de l'environnement (USEPA) fixe les fréquences minimales d'analyse pour les boues urbaines en fonction des quantités produites.

Tableau 110. Fréquence de suivi selon l'USEPA.

Quantité de boues produites (tMS/an)	Fréquence d'analyse
0 à < 290	1/an
290 à < 1500	1/3 mois
1500 à < 15000	1/2 mois
> 15000	1/mois

En Région wallonne, les fréquences d'analyse des boues sont fixées en fonction des capacités de traitement des installations d'épuration des eaux. Pour les composts et les digestats, la Région wallonne travaille actuellement par lot de matière. Des analyses sont effectuées pour chaque lot de 1000 tonnes de matière brute. Les lots sont définis comme des quantités de matière produites dans des conditions supposées identiques ayant des caractéristiques présumées uniformes (AFNOR, 2006b). Conformément à l'arrêté royal du 4 juillet 2004 fixant les dispositions en matière de prélèvement d'échantillons (AFSCA, 2004), les échantillons finaux analysés sont constitués de nombreux échantillons élémentaires. Cette technique est idéale pour appréhender la composition moyenne du lot.

👉 **Il serait intéressant d'analyser de manière intensive des échantillons élémentaires de certaines matières sélectionnées de manière aléatoire. Ainsi, il serait possible d'appréhender la variabilité attendue dans un lot. L'utilisateur de la matière n'a pas nécessairement en sa possession un mélange bien homogénéisé du lot.**

La fréquence d'analyses doit de plus être ajustée en fonction de la variation de la qualité du produit et de son innocuité environnementale. Si le registre des intrants montre une variation selon les saisons, une analyse doit être prise à chaque changement significatif de ces intrants. Si le produit s'approche ou dépasse ponctuellement les normes, les analyses doivent être plus fréquentes. A l'inverse, une matière avec des intrants et une qualité constante et conforme aux normes peut être moins régulièrement analysée.

Que ce soit pour les matières et les sols, il est nécessaire que toutes les analyses, or erreurs d'analyses, soient conservées. Pour l'instant, les échantillons non conformes ne font pas partie de la base de données. Ce biais entache les différentes études statistiques possibles et toute l'interprétation qui peut en découler.

3.4.2. Traçabilité parcellaire et fréquence d'analyse du sol

Pour les matières ayant un risque environnemental d'au moins 20 % (R.E. = flux calculé sur flux de la norme), nous recommandons la traçabilité parcellaire comme elle est actuellement d'application au niveau des boues urbaines. Le numéro de référence des parcelles du destinataire et la localisation des parcelles doivent y être spécifiés. Des outils de gestion informatisés sont nécessaires pour faciliter cette traçabilité.

La fréquence des analyses de sols de l'AGW « boues » sur les boues est fonction du temps. Il serait plus opportun de ne pas se baser uniquement sur le temps (prenant en compte les flux maximums et des autres flux hors matière exogène) mais de prendre également en compte les quantités de matières apportées.

Il faudrait adapter la fréquence de détermination des teneurs en ETM dans le sol en fonction de la quantité d'ETM apportés par la matière.

Le Tableau 111 reprend la proposition de fréquence de suivi des matières en fonction des critères temps et quantité. La fréquence d'analyse à respecter correspond à la fréquence la plus élevée identifiée par le critère temps ou le critère quantité.

Tableau 111. Conditions de suivi et fréquence d'analyses du sol.

Catégorie de matières		Fréquences de détermination des teneurs en ETM dans le sol	
		Critère temps	Critère quantité
1	R.E. $\leq$ 5 %	Pas d'analyse du sol.	
2	5 % < R.E. < 20 %	Analyse initiale et suivi tous les 10 ans	Analyse initiale et suivi toutes les 40 tMS
3	R.E. $\geq$ 20 %	Analyse initiale et suivi tous les 5 ans	Analyse initiale et suivi toutes les 20 tMS

Pour les matières à risque moindre (catégorie 2), la demande d'analyse de sol sera conditionnée par l'existence d'une analyse récente du sol (moins de cinq ans) à proximité de la parcelle.



L'étude de la biodisponibilité des ETM doit être tout d'abord réalisée pour des sols ayant reçu des quantités importantes d'ETM, présentant une mobilité attendue plus élevée et ayant une forte concentration initiale en ETM. L'indice de menace proposé dans VALMO croisé avec la quantité d'ETM apportée permettra de synthétiser ces trois types de données.

3.4.3. Demande de dérogation particulière

Si la teneur du sol est supérieure à la norme pour un ou plusieurs ETM, une dérogation peut être demandée sur base d'un rapport justificatif visé favorablement par une autorité scientifique compétente. Dans cette demande de dérogation au cas par cas, une étude du risque détaillée doit prouver :

- l'origine naturelle des teneurs élevées (sol environnant de composition identique lié au fond géopédochimique) ;
- le faible risque par ingestion ;
- la faible phytotoxicité ;
- la faible mobilité des contaminants (extraction sélective, teneur dans la solution du sol par gradient de diffusion par films minces, essai aux champs).

4. CONCLUSIONS

Dans cette partie, les conditions d'utilisation de matières organiques exogènes et l'évaluation des facteurs de risques liés à l'utilisation des matières ont été étudiées. Les périodes, techniques et modalités d'épandage ont été spécifiées pour trois grands types de matières : les digestats, les composts et les boues d'épuration. Le calcul des doses nécessaires à la fertilisation occasionnelle de 3 prairies a été réalisé. Ce calcul a permis de mettre en évidence pour certaines matières des contraintes à l'utilisation : la présence d'un élément en excès (souvent le phosphore) limite la dose à apporter. L'application simple du PGDA, ne portant que sur la contrainte azote, peut entraîner des déséquilibres au niveau de la fertilisation des cultures.

Une classification numérique sur les concentrations en contaminant a permis de créer cinq groupes présentant des concentrations moyennes similaires. L'analyse des valeurs extrêmes estime la probabilité de dépassements de normes actuelles et futures. Les flux (doses réelles de contaminants) ont été quantifiés. Cette vision met en évidence que l'utilisation de composts (hors compost de fumier) présente des risques quasi équivalents aux boues urbaines. Le nombre d'années d'épandage pour modifier de manière conséquente les teneurs en éléments traces métalliques dans les sols est assez importantes. Potentiellement, les risques sanitaires sont plus importants avec les boues de stations d'épuration. Les différentes stations d'épuration ont mis en place des processus diminuant la charge en pathogènes. Les pathogènes persistants dans l'environnement et résistants aux différents traitements doivent être surveillés.

En résumé, pour chaque classe de matières, des contaminants sont à surveiller avec plus de précision. L'organigramme du livrable 5 permettra de classer les nouvelles matières arrivant sur le marché. Il oriente les facteurs de risques à analyser avec plus de précision.

La critique des normes actuelles de suivi des matières utilisées en agriculture est un exercice complexe qui demande des recherches approfondies. Les différents aspects qui ont été abordés au cours de ce travail ont confirmé la complexité entre les différentes composantes à prendre en compte (sol, plantes, animaux, etc.) lorsqu'une matière organique exogène est épandue sur les sols.

Il a néanmoins été possible de dégager un certain nombre de pistes de réflexions pour l'amélioration des critères et niveaux de suivi des matières organiques exogènes appliquées sur les sols agricoles wallons. Parmi ces critères, se trouve notamment la méthode DGT (Diffusive Gradients in Thin film) permettant une meilleure évaluation des risques de contamination pour les ETM, la fixation de normes de pH_{KCl} en complément voire en remplacement du pH_{eau} permettant une meilleure gestion des risques de mobilité des ETM, la prise en compte de la valeur neutralisante des matières appliquées pour ne pas dépasser le pH optimal agronomique et enfin, la prise en compte, dans les normes, des CTO à longue demi-vie (supérieure à 100 jours).

5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abächerli, F., Baier, U., Berner, F., Bosshard, C., Fuchs, J., Galli, U., Gfeller, H., Leuenberger, R., Mayer, J., Pfaffen, P., Schleiss, K., Trachsel, D. and Wellinger, A. (2010). *Directive suisse 2010 de la branche sur la qualité du compost et du digestat*. Commission de l'inspectorat de la branche suisse du compostage et de la méthanisation. 40 pp.
- Abiven, S. (2004). *Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leurs décompositions et évolutions de la stabilité structurale du sol*. Agrocampus Rennes, Thèses de doctorat, 228 pp.
- ADEME (2004). *Séchage thermique des boues urbaines et industrielles. Etat de l'art*. ADEME (Angers, France), Agence de l'Eau Seine Normandie (Nanterre, France), Gaz de France (Saint-Denis La Plaine, France). 9 pp.
- ADEME (2007). *Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France Métropolitaine. Bilan qualitatif de la contamination par les éléments tracés métalliques et les composés traces organiques et application quantitative pour les éléments traces métalliques*. Angers, France, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME). Rapport final. 329 pp.
- ADEME (2011). *Qualité agronomique et sanitaire des digestats*. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME). Rapport final. 250 pp.
- ADEME (2012). *L'intégration des boues d'épuration dans le plan de fertilisation*. Fiche technique d'épandage. [En ligne]. Adresse: <http://www.ademe.fr/partenaires/boues/pages/f23.htm>
- AFNOR (2002). *Amendements organiques - Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux*. **NF U44-095**, 20 pp.
- AFNOR (2006a). *Amendements organiques - Dénominations spécifications et marquage*. **Norme NF U44-051**, 17 pp.
- AFNOR (2006b). *Amendements organiques - Dénominations, spécifications et marquage*. **NF U44-051**, 17 pp.
- AFNOR (2010a). *Norme XP U44-162. Amendements organiques. Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique*.
- AFNOR (2010b). *Norme XP U44-163. Amendements organiques. Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote*.
- AFSCA (2004). *Arrêté royal fixant les dispositions en matière de prélèvement d'échantillons officiels des engrais, des amendements du sol et des substrats de culture*. Moniteur belge. 58813-58818.
- AGRA-OST (2008). *10 règles sur l'épandage des engrais de ferme*. [En ligne]. Adresse: <http://www.glea.net/AGRAOST/doc/10regles-epandageengdefermepdf.pdf>
- AGRA-OST (2010). *Possibilité de fertilisation avec un digestat de qualité*.
- Agroenvironnement, R. (2011). *Vinasses concentrées de distillerie : Apport de potassium*.
- Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Campoy, M., Carrasco, L., Najera, I., Baixauli, C., Caravaca, F., Roldan, A., Cegarra, J. and Bernal, M.P. (2012). Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *Eur. J. Agron.* **43**, 119-128.

- Amie Assouh, A., Carré, J., Delcarte, J., Douard, F., Girard, P., Lacrosse, L., Marchal, D., Martin, J., Napoli, A., Riedacker, A., Rolot, D., Ryckmans, Y., Schenkel, Y., Temmerman, M. and Wauthélet, M. (2005). *Guide biomasse énergie*. Collection "Points de repère". Québec, Canada, Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie (IEPF), 98-106.
- Amir, S. (2005). *Contribution à la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage : devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost*. Institut National Polytechnique de Toulouse, 313 pp.
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J. and Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost : dynamics of mobilisation and availability - a review. *Eur. J. Soil Biol.* **39**, 107-116.
- Andersen, A. (2001). *Disposal and recycling routes for sewage sludge. Part 2 – Regulatory report*. Luxembourg, European Commission DG Environment. 63 pp.
- Anonyme (1995). *Compost et boues d'épuration : instructions et recommandation de la station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement (FAC) dans le domaine des engrais de déchet*. Sainte-Gemmes-sur-Loire : Sciences et Techniques Agricoles.
- Anonyme (1998). *Utilisation des composts en agriculture. Synthèse des Essais-Vitrines 1989-1998*. CompostDiffusion - SESA - Sol-Conseil.
- Anonyme (2006). *Liste positive des matériaux de départ et des adjuvants pour la fabrication de compost et de digestat*. Commission Suisse de l'inspectorat du compostage et de la méthanisation. 7 pp.
- Anonyme (2010a). *Gestion agronomique des boues épandues en Seine-et-Marne*. Conseil Général Seine & Marne. 39 pp.
- Anonyme (2010b). *L'épandage des boues d'épuration sur les prairies en élevage laitier : guide pratique*. Institut de l'élevage.
- Anonyme (2010c). *Les stations d'épurations : fonctionnement et valorisation des boues*. Université de Liège (ULg), Département de Chimie Appliquée. Présentation Power Point (31 diapos).
- Anonyme (2010d). *Terre dite de bruyère, la "véritable" terre pour acidophiles ! France*, Klasmann-Deilmann GmbH. 1 p. [En ligne]. Adresse: <http://www.klasmann-deilmann.com/fr/actualites/1/2.html>
- Anonyme (2011a). *Les produits organiques utilisables en agriculture en Languedoc-Roussillon*. La Chambre d'Agriculture Languedoc-Roussillon.
- Anonyme (2011b). *Technical report for End-of-waste criteria on biodegradable waste subject to biological treatment*. Seville, Spain, IPTS. Draft - Second working document. 203 pp.
- Anonyme (2012a). *La Poudre de Neem*. 2 pp. [En ligne]. Adresse: http://natureneem.fr/index_fichiers/Poudre_de_neem.htm
- Anonyme (2012b). *Le digestat : l'enjeu premier de la méthanisation agricole. L'épandage*. Chambre de l'agriculture Vosges.
- Anonyme (2012c). *Neem, neem oil, bio stimulant, stimulateur des défenses naturelles*. 2 pp.
- Anonyme (2012d). *Processus pulpe de betterave déshydratée*. 4 pp.
- Anonyme (2012e). *Pulpe de raisin déshydratée séchée*. 1 p. [En ligne]. Adresse: <http://www.gardonnenque.fr/fr/produits/3-1-agriculture-et-agro-ind...>

- Anonyme (2012f). *Sang, corne et guano : des engrais naturels*. 3 pp. [En ligne]. Adresse: <http://www.gerbeaud.com/jardin/fiches/print.php?id=454>
- Anonyme (2012g). *Semences & plants biologiques/bio-dynamiques. Amendements, produits, matériel pour un jardinage écologique*. 5 pp.
- Anonyme (2012h). *Véritable terre de bruyère forestière. Support de culture conforme à la norme NF U 44-551*. 1 p.
- Balusson, H. (2012). "ULVANS" - *Ulves Valorisation Nutrition Santé*. Présentation Gen2Bio. Lorient, France. Présentation orale (38 dias).
- Barnat, S. (2001). *Les boues d'épuration : document de synthèse*. Comité Sécurité Alimentaire APRIFEL 42 pp.
- Barrena, R., d'Imporzano, G., Ponsa, S., Gea, T., Artola, A., Vazquez, F., Sanchez, A. and Adani, F. (2009). In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical-biological treated waste. *J. Hazard. Mater.* **162**, 1065-1072.
- Blanpain, A.-C., Goeyens, L., Imberechts, H. and Pussemier, L. (2009). *Etude sur l'état actuel de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture en Europe*. Service Public Fédéral Santé publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement. 80 pp.
- Boulter-Bitzer, J.I., Trevors, J.T. and Boland, G.J. (2006). A polyphasic approach for assessing maturity and stability in compost intended for suppression of plant pathogens. *Appl. Soil Ecol.* **34**, 65-81.
- Bouthier, A. and Trochard, R. (2009). *Prise en compte de l'effet azote des produits organiques (PRO) appliqués à l'automne, dans la méthode du bilan azoté*. Arvalis, Institut du végétal.
- Bouthier, A., Trochard, R., Parnaudeau, V., Nicolardot, B. and Morvan, T. (2009). *Valeur fertilisante azotée des produits résiduels organiques mieux prendre en compte la dynamique de la fourniture de l'azote*.
- Bressoud, F. and Parès, L. (2012). Amendements organiques et maraîchage biologique sous abri : résultats de 8 années d'expérimentation. *Alter Agri* **115**, 19-21.
- Brochier, V. (2009). *Teneurs en pathogènes des PRO*. INRA. 2013. 10/09/2013. [En ligne]. Adresse: http://www7.inra.fr/qualiagro/impacts_environnementaux/pathogenes/teneurs_en_pathogenes_des_pro
- Brochier, V. (2011). *Approche du bilan humique des épandages*. INRA. [En ligne]. Adresse: http://www7.inra.fr/qualiagro/efficacite_agronomique/matieres_organiques_du_sol/approche_du_bilan_humique_des_epandages
- Broos, K. and Quaghebeur, M. (2011). *Élaboration de projets de normes pour l'utilisation de matières premières secondaires comme engrais ou produit d'amendement du sol*. VITO. 25 pp.
- CEAQ (2004). *Dénombrement d'Escherichia coli : méthode par tubes multiples employant un milieu de culture à substrats enzymatiques. Méthode MA. 700 - Ec-tm 1.0*. 19 pp.
- Cellule Etat de l'Environnement Wallon (2007). *Rapport analytique de l'état de l'environnement wallon 2006-2007*. Namur, MRW - DGRNE. 736 pp.
- Chabalier, P.F., van de Kerchove, V. and Saint Macary, H. (2006). *Guide de la fertilisation organique à la Réunion*. France, CIRAD, 302 pp.

- Chambre syndicale des Améliorants Organiques et Supports de Culture (2012). *Matière organique, un investissement rentable pour l'agriculture et la société. 3. Fertilisants et paillages organiques : des impacts bénéfiques pour la protection des sols, et la lutte contre l'érosion*. Angers, France. 4 pp.
- Comité engrais SPF (2011). *Amendements organiques séchés thermiquement/biothermiquement*. 10 pp.
- Communauté européenne (1986). *DIRECTIVE 86/278/CEE DU CONSEIL du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture*. Journal officiel des Communautés européennes, L 181/6 -L181/12.
- Communauté européenne (1991). *REGLEMENT (CEE) n°2092/91 DU CONSEIL du 24 juin 1991 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires*. Journal officiel des Communautés européennes. L 198/1 - L 198/15.
- Communauté européenne (1999). *DIRECTIVE 1999/31/CE DU CONSEIL du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets*. européennes, Journal officiel des Communautés. L 182/1 - L 182/19.
- Communauté européenne (2008). *DIRECTIVE 2008/98/CE DU PARLEMENT EUROPEEN ET DU CONSEIL du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives*. européenne, Journal officiel de l'Union. L 312/3 - L 312/30.
- Côté, C. and Quessy, S. (2005). Persistence of Escherichia coli and Salmonella in surface soil following application of liquid hog manure for production of pickling cucumbers. *J. Food Prot.* **68**, 900-905.
- Couturier, C. and Galtier, L. (1998). *Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micropolluants au cours de la méthanisation des déchets et sous-produits organiques*. SOLAGRO, l'Agence Régionale de Mécanisation (ARM), l'Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse (ENVT) et l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse (ENSAT). Programme ADEME Santé-Déchets. 98 pp.
- Culot, M. (2005). *Filières de valorisation agricole des matières organiques*. Gembloux, Belgique, FUSAGx, Laboratoire d'Ecologie microbienne et d'Epuration des Eaux (LEMEE). Document réalisé à la demande du Cabinet du Ministre Benoît Lutgen. 73 pp.
- Danho Djeke, M., Kouassi Tehua Angui, P. and Yatty Kouadio, J. (2011). Décomposition des broyats de coques de cacao dans les sols ferrallitiques de la zone d'Oumé, centre-ouest de la Côte d'Ivoire : effets sur les caractéristiques chimiques des sols. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **15(1)**, 109-117.
- Dapilly, N. and Neyrat, A. (1999). *Etude des micro-organismes pathogènes dans les composts*. 30 pp.
- Darvodelsky, P., Flanagan, D. and Bradley, J. (2009). *Review of biosolids: guidelines*. Australian and New Zealand Biosolids Partnership. 87 pp.
- Davis, R.D., Carlton-Smith, C.H., Stark, J.H. and Campbell, J.A. (1988). Distribution of metals in grassland soils following surface applications of sewage sludge. *Environ. Pollut.* **49 (2)**, 99-115.

- De Bertoldi, M., Civilini, M. and Manzano, M. (1991). Sewage sludge and agricultural waste hygienization through aerobic stabilization and composting. In: *Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes*, Athènes, Elsevier, 212-226.
- Delas, J., Dureau, P., Godefert, M., Juste, C., Menet, M., Molot, C., Soyer, J.P. and Vessot, B. (1985). Effets de l'épandage de vinasses de distillerie sur le comportement de la vigne et les propriétés du sol. *Science du Sol* **3**, 115-127.
- Déportes, I., Benoit-Guyod, J.L. and Zmirou, D. (1995). Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost : a review. *Sci. Total Environ.* **172**, 197-222.
- Déportes, I. and Gay, J. (2001). *Hygiénisation des bio-déchets : Validation du caractère hygiénisant de procédés de traitement*. ADEME. 86 pp.
- Destain, J.P. (2012). *Matières fertilisantes*. Gembloux, Belgique, 110 pp.
- Edler, L., Poirier, K., Dourson, M., Kleiner, J., Mileson, B., Nordmann, H., Renwick, A., Slob, W., Walton, K. and Würtzen, G. (2002). Mathematical modelling and quantitative methods. *Food Chem. Toxicol.* **40**, 283-326.
- Egiarte, G., Pinto, M., Ruiz-Romera, E. and Camps Arbestain, M. (2008). Monitoring heavy metal concentrations in leachates from a forest soil subjected to repeated applications of sewage sludge. *Environ. Pollut.* **156**, 840-848.
- Elissade, N., Ganière, J.P., L'hostis, M., Legeas, M., Demillac, R., Carre, J., Wiart, J. and Feix, I. (1994). *Les germes pathogènes dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines*. ADEME, 92 pp.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. and Wood, W. (2007). Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotox. Environ. Safe* **68**, 145-227.
- Falinirina, M.-V. (2010). *Valorisation en agriculture des apports organiques contenus dans les déchets urbains : qualité des matières organiques et service écosystémique*. Ecole supérieure des sciences agronomiques Antananarivo,
- FERAB (2005). *Marché belge du recyclage en agriculture*. Fédération des Entreprises de Recyclage agricole en Belgique (ASBL FERAB), 1 p. [En ligne]. Adresse: <http://www.ferab.be/activites.php>
- Fichtner, E.J., Benson, D.M., Diab, H.G. and Shew, H.D. (2004). Abiotic and Biological Suppression of *Phytophthora parasitica* in a Horticultural Medium Containing Composted Swine Waste. *Phytopathology* **94**, 780-788.
- Flavel, T.C. and Murphy, D.V. (2006). Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. *J. Environ. Qual.* **35**, 183-193
- Fuchs, J.G. (2011). *Valorisation agronomique des digestats*. Nantes, France. 25-26 octobre 2011,
- Fuchs, J.G., Berner, A., Mayer, J., Smidt, E. and Schleiss, K. (2008). *Influence of compost and digestates on plant growth and health : potentials and limits*. CODIS 2008 - International congress, Solothurn, Switzerland, 27th - 29th February 2008, 101-110.
- Fuentes, A., Lloréns, M., Sáez, J., Aguilar, M.I., Ortuño, J.F. and Meseguer, V.F. (2004). Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludge. *J. Hazard. Mater.* **108** (3), 161-169.

- Fytoweb (2013). *Liste des dérogations pour les engrais, améliorants du sol, substrats de culture et produits connexes*. 21/03/2013. [En ligne]. Adresse: <http://www.fytoweb.fgov.be/secure/ontheffingen.asp?link=mest>
- Gabrielle, B., Mary, B., Roche, R., Smith, P. and Gosse, G. (2002). Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils : a comparison of approaches. *Eur. J. Agron.* **18** (1-2), 107-120.
- Gennen, J. (2011). *Characterization of CCX2, a member of the cation antiporter CaCA superfamily and its role in metal homeostasis*. Bruxelles, Université libre de Bruxelles, Thèse de doctorat,
- Genot, V., Renneson, M., Colinet, G., Goffaux, M.-J., Cugnon, T., Toussaint, B., Buffet, D. and Oger, R. (2012). *Base de données sols de REQUASUD. 3ème synthèse*. Gembloux, ASBL REQUASUD. 36 pp.
- Gerba, C.P. and Smith, J.E. (2005). Sources of Pathogenic Microorganisms and Their Fate during Land Application of Wastes. *J. Environ. Qual.* **34**, 42-48.
- Ghassemi, F., Jakeman, A.J. and Nix, H.A. (1995). *Salinisation of Land and Water Resources : human causes, extent, management and case studies*. University of New South Wales Press Ltd., 526 pp.
- Godden, B. (1986). *Etude du processus de compostage du fumier bovin*. Université Libre de Bruxelles, Sciences agronomiques, 136 pp + annexes.
- Godden, B., Destain, J.-P. and Legrand, G. (2005). Valorisation des engrais de ferme dans les cultures en rotation. *Le Betteravier* **419**, 7-9.
- Godden, B., Lambert, R., Luxen, P. and Destain, J.P. (2008). Les engrais de ferme, de plus en plus précieux. *Sillon Belge du 8 août 2008*, 4 pp.
- Godin, M.C. (2007). *La valorisation des déchets*. Service Public de Wallonie (SPW). Rapport analytique 2006-2007 sur l'Etat de l'Environnement wallon. 16 pp.
- Guérin, F. (2012). *Les engrais organiques*. 4 pp.
- Guet, G. (2003). *Mémento d'agriculture biologique : guide pratique à usage professionnel*. France Agricole Editions, 416 pp.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S. and Warman, P.R. (2008). A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* **123**, 1-14.
- Hébert, M. (2005). Pathogènes dans les biosolides municipaux et autres MRF : normes et critères de bonnes pratiques. *Agrosol* **16** (2), 105-122.
- Hébert, M., Lemyre-Charest, D., Gagnon, G., Messier, F. and De Grosbois, S. (2011). *Epannage agricole des biosolides municipaux : contenu en métaux et en PBDE du lait de vache*. Vertigo. **11**,
- Hébert, M., Rioux, V. and Gagnon, E. (2002). Contrôle de qualité indépendant des MRF par le MENV - Partie 1. *Vecteur Environnement* **35** (5), 33-37.
- Hébert, M., Rioux, V. and Gagnon, E. (2003). Contrôle de qualité indépendant des MRF par le MENV - Partie 2 : pathogènes et paramètres agronomiques. *Vecteur Environn.* **36** (1), 34-40.
- Henry, C. and Bergeron, K. (2005). *Compost use in forest land restoration*. United States, Environmental Protection Agency (EPA). 35 pp.

- Hirschi, K.D. (2004). The Calcium Conundrum. Both Versatile Nutrient and Specific Signal. *Plant Physiol.* **136**, 2438–2442.
- Hooda, P.S. and Zhang, H. (2008). DGT measurements to predict metal bioavailability in soils. *Dev. Soil Sci.* **32**, 169-185.
- Horan, N. and Lowe, P. (2002). *Pathogens in biosolids - The fate of pathogens in sewage treatment*. Londres, UK Water Industry Research. 150 pp.
- Houot, S., Cambier, P., Deschamps, M., Benoit, P., Bodineau, G., Nicolardot, B., Morel, C., Linères, M., Le Bissonais, Y., Steinberg, C., Leyval, C., Beguiristain, T., Capowiez, Y., Poitrenaud, M., Lhoutellier, C., Francou, C., Brochier, V., Annabi, M. and Lebeau, T. (2009a). Compostage et valorisation par l'agriculture des déchets urbains. *Innovations Agronomiques* **5**, 69-81.
- Houot, S., Cambier, P., Deschamps, M., Benoit, P., Nicolardot, B., Morel, C., Le Bissonais, Y., Steinberg, C., Leyval, C., Beguiristain, T., Capowiez, Y., Poitrenaud, M., Lhoutellier, C., Francou, C., Brochier, V., Annabi, M. and Lebeau, T. (2009b). Compostage et valorisation par l'agriculture des déchets urbains. *Innovations Agronomiques* **5**, 69-81.
- Huber, G. and Schaub, C. (2011a). *Guide des fertilisants azotés utilisables en bio*. Agricultures et Territoires-Chambre de l'agriculture Bas-Rhin, 16 pp.
- Huber, G. and Schaub, C. (2011b). *La fertilité des sols: L'importance de la matière organique*. Chambre d'agriculture Bas-Rhin. 42 pp.
- Ibiremo, O.S., Fagbola, O. and Iremiren, G.O. (2006). *Effets de l'amendement d'écorces de cacao avec des engrais phosphatés sur des anacardiens inoculés avec des mycorrhizes arbusculaires (MA), dans deux types de sol au Nigéria (résumé)*. 15ème Conférence Internationale sur la Recherche Cacaoyère, San José, Costa Rica, 9-14 octobre 2006, p. 238.
- Iglesias-Jimenez, E. and Alvarez, C.E. (1993). Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils* **16**, 313-318.
- IPTS (2011). *Technical report for End-of-waste criteria on biodegradable waste subject to biological treatment*. Seville, Spain, IPTS. Draft - Second working document. 203 pp.
- Klik, A. (2001). *Bodenerhaltung und Bodenschutz*. Vienne. 130 pp.
- Knoden, D., Godden, B., Destain, J.-P., Stilmant, D. and Luxen, P. (2007). Residual effects of different organic matters compared with mineral nitrogen on a mown permanent grassland. *Grassl. Sci. Eur.* **12**, 4 pp.
- Küpper, H., Parameswaran, A., Leitenmaier, B., Trtílek, M. and Setlik, I. (2007). Cadmium-induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to cadmium stress in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *New Phytol.* **175**, 655-674.
- Kuzyakov, Y. and Bol, R. (2006). Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil Biol. Biochem.* **38**, 747-758.
- Labrie, C., Leclerc, P., Côté, N., Roy, S., Brzezinski, R., Hogue, R. and Beaulieu, C. (2001). Effect of chitin waste-based composts produced by two-phase composting on two oomycete plant pathogens. *Plant and Soil* **235**, 27-34.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C. and Houot, S. (2009). Indicator of

- potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *Eur J. of Soil Sci.* **60** (2), 297-310.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C. and Houot, S. (2010). Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresour. Technol.* **101**, 157-164.
- Lecat, A. (2012). La fertilisation azotée des blés biologiques. *Agricultures et Territoires-Chambre de l'agriculture Bas-Rhin*, 4 pp.
- Leclech, N. (2010). *Stratégies de fertilisation des cultures en lorraine : Rendez-vous technique et agronomique des Missions de Recyclage Agricole des Boues*. Lorraine, Chambres d'agriculture. [En ligne]. Adresse: http://www.cra-lorraine.fr/fichiers/Fertilisation_des_cultures_en_Lorraine.pdf
- Leclerc, B. (2001a). *Guide des Matières Organiques*. Deuxième édition. Paris, Institut Technique de l'Agriculture Biologique. **Tome 2**, 91 pp.
- Leclerc, B. (2001b). *Guide des Matières Organiques*. Deuxième édition. Paris, Institut Technique de l'Agriculture Biologique. **Tome 1**, 239 pp.
- Legrand, G., Vanstallen, M., Destain, J.P., Toussaint, B. and Ver Elst, P. (2004). Fumure azotée en betterave sucrière en 2005 et Matières Organiques Pensez-y dès cet été en utilisant un engrais vert! *Le Betteravier*, 7-10.
- Lepeuple, A.S., Gaval, G., Jovic, M. and de Roubin, M.R. (2004). *Literature review on levels of pathogens and their abatement in sludges, soil and treated biowaste*. Anjou Recherche. 53 pp.
- Lo, I.M.C. and Yang, X.Y. (1998). Removal and redistribution of metals from contaminated soils by a sequential extraction method. *Waste Manage.* **18** (1), 1-7.
- Louvieux, J. (2004). *Mesure de l'efficacité d'extraits d'algues sur la vigne (Vitis vinifera L.) en conditions contrôlées et au vignoble, validée par la mesure de l'activité photosynthétique et les analyses chimiques*. Bruxelles, Belgique, Université Libre de Bruxelles (ULB), Laboratoire d'Agrotechnologies végétales. Travail de fin d'études présenté pour l'obtention du grade d'ingénieur agronome. 86 pp + annexes.
- Luxen, P. (2011). *La gestion des matières organiques en agriculture*.
- Luxen, P., Godden, B. and Rabier, F. (2012). *Le compostage des fumiers, une technique de valorisation des matières organiques en agriculture*. Les Livrets de l'Agriculture. Namur, DGO3-SPW.
- Lyimoa, H.J.F., Pratt, R.C. and Mnyukua, R.S.O.W. (2012). Composted cattle and poultry manures provide excellent fertility and improved management of gray leaf spot in maize. *Field Crops Res* **126**, 97-103.
- Mahimairaja, S., Dooraisamy, P., Lakshmanan, A., Rajannan, G., Udayasoorian, C. and Natarajan, S. (2008). *Composting Technology and Organic Waste Utilization in Agriculture* A.E. Publications.
- Mailänder, R.A. and Hämmann, M. (2005). *Manual on risk assessment and measures for polluted soils. Risk assessment for soils*. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), 99 pp.

- Majdoub, R., Côté, C. and Duchemin, M. (2004). Risques de contamination microbiologique des eaux souterraines et mesures préventives à adopter. *Vecteur Environn.* **3** (2), 61-66.
- Mallard, P., Rogeau, D., Gabrielle, B., Vignoles, M., Sablayrolles, C., Le Corff, V., Carrere, M., Renou, S., Vial, E., Muller, O., Pierre, N. and Coppin, Y. (2005). *Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances*. Cemagref (Rennes), INRA (Grignon), ENSIACET (Toulouse), CReeD (Limay), Anjou Recherche (Paris), Ecobilan/PriceWaterhouseCoopers (Paris), Orval (Rillieux-la-Pape), ADEME DDS/DGBS (Angers). Rapport final de l'étude répondant au Marché n°0375C0081 entre l'ADEME et le Groupement Cemagref - INRA - CReeD - Anjou Recherche - Ecobilan - Orval. 331 pp.
- Marshall, A. (2006). *Response to Consultation on the source segregation requirement in Paragraph 7A of Schedule 3 to the Waste Management Licensing Regulations 1994*. 12 pp.
- Matsunaka, T., Sawamoto, T., Ishimura, H., Takakura, K. and Takekawa, A. (2006). Efficient use of digested cattle slurry from biogas plant with respect to nitrogen recycling in grassland. *International Congress Ser.* **1293**, 242-252.
- McGrath, S.P. and Cegarra, J. (1992). Chemical extractability of heavy metals during and after long-term applications of sewage sludge to soil. *J. Soil Sci.* **43**, 313-321.
- Mérelle, F. (1998). *L'analyse de terre aujourd'hui*. Nantes, France, 184 pp.
- Mignon, C. (2009). *Biométhanisation : Utilisation du digestat comme fertilisant en agriculture*. Centre wallon de Recherches agronomiques. 15 pp.
- Ministère de la Région wallonne (1995a). *Arrêté du Gouvernement wallon du 12 janvier 1995 portant réglementation de l'utilisation sur ou dans les sols des boues d'épuration ou de boues issues de centres de traitement de gadoues de fosses septiques*. Moniteur Belge. 9277-...
- Ministère de la Région wallonne (1995b). *Arrêté du Gouvernement wallon portant réglementation de l'utilisation sur ou dans les sols des boues d'épuration ou de boues issues de centres de traitement de gadoues de fosses septiques*. Moniteur belge. 9277-9288.
- Ministère de la Région wallonne (2006). *Arrêté du Gouvernement wallon fixant les lignes directrices de la conditionnalité prévue par l'article 27 de l'arrêté du gouvernement wallon du 23 février 2006 mettant en place les régimes de soutien direct dans le cadre de la politique agricole commune*. belge, Moniteur. 39309-39325.
- Ministère de la Région wallonne (2008). *Arrêté du Gouvernement wallon relatif à l'octroi d'aides (de subventions) aux agriculteurs pour la construction d'une unité de biométhanisation agricole*. Moniteur belge. 59347-59352.
- Ministère de la Région wallonne (2009). *Arrêté du Gouvernement wallon déterminant les conditions sectorielles relatives aux installations de compostage lorsque la quantité de matière entreposée est supérieure ou égale à 500 m³ et modifiant l'Arrêté du Gouvernement wallon du 4 juillet 2002 relatif à la procédure et à diverses mesures d'exécution du décret du 11 mars 1999 relatif au permis d'environnement*. Moniteur belge. 61746-61756.
- Ministère de la Région wallonne (2011). *Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement contenant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture*. Moniteur belge. 25217-25234.

- Mocé-Llivina, L., Muniesa, M., Pimenta-Vale, H., Lucena, F. and Jofre, J. (2003). Survival of bacterial indicator species and bacteriophages after thermal treatment of sludge and sewage. *Appl. Env. Microbiol.* **69** (3), 1452-1456.
- Mokry, M. (2010). *Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffversorgung über Wirtschaftsdünger*. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg.
- Möller, K. and Stinner, W. (2009). Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *Eur. J. Agron.* **30** (1), 1-16.
- Moreira, R., Sousa, J.P. and Canhoto, C. (2008). Biological testing of a digested sewage sludge and derived composts. *Bioresource Technol.* **99**, 8382-8389.
- Mustin, M. (1987). *Le compost - Gestion de la matière organique*. Paris, Editions François Dubusc, 954 pp.
- Musy, A. (2006). *Notes de cours d'hydrologie générale : analyse fréquentielle*. Ecole polytechnique de Lausanne. [En ligne]. Adresse: <http://echo2.epfl.ch/e-drologie/chapitres/annexes/AnalFrequ.html#cours>
- Nevens, F. and Reheul, D. (2003). The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture : nitrogen availability and use. *Eur. J. Agron.* **19**, 189-203.
- Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Générmont, S., Morvan, T., Hénault, C., Flura, D., Robert, P., Marcovecchio, F., Linères, M. and Morel, C. (2003). Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. In: *Dossier de l'environnement de l'INRA n°25*, INRA, 15-26.
- Nicolardot, B., Recous, S. and Mary, B. (2001). Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition : a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant Soil* **228**, 83–103.
- Nirel, P.M.V. and Morel, F.M.M. (1990). Pitfalls of sequential extractions. *Water Res.* **24** (8), 1055-1056.
- Nitrawal (2010). *Le Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA II)*. 4 pp.
- Nitrawal (2013). *Boues*.
- Oost, J.-F. and De Toffoli, M. (2011). *Estimation de la valeur fertilisante de digestats issus de la biométhanisation. Résultat de 3 années d'expérimentation en culture de maïs (2009 à 2011)*. Centre pilote en culture de maïs asbl et CIPF asbl, UCL-ELIa membre de la structure d'encadrement Nitrawal, en partenariat avec le SPW-DGARNE, BW Agro-Qualité asbl et Surizenergie. 5 pp.
- ORBIT/ECN (2008). *Compost production and use in the EU*. Joint Research Center, Final report. 182 pp.
- Park, S., Cheng, N.H., Pittman, J.K., Yoo, K.S., Park, J., Smith, R.H. and Hirschi, K.D. (2005). Increased calcium levels and prolonged shelf life in tomatoes expressing Arabidopsis H⁺/Ca²⁺ transporters. *Plant Physiol.* **139** (3), 1194–1206.
- Parnaudeau, V. (2005). *Caractéristiques biochimiques de produits organiques résiduels, prédiction et modélisation de leur minéralisation dans les sols*. Agrocampus Rennes, 216.

- Pascual, J.A., Garcia, C., Hernandez, T., Lerma, S. and Lynch, J.M. (2002). Effectiveness of Municipal Waste Compost and Its Humic Fraction in Suppressing *Pythium ultimum*. *Microb. Ecol.* **44**, 59-68.
- Passuello, A.C. (2011). *Development of environmental tools for the management of sewage sludge on agricultural soils*. Tarragona, Rovira i Virgili, Department of Chemical Engineering. 203 pp.
- Piazzalunga, G., Planchon, V. and Oger, R. (2012). *Evaluation des flux d'éléments contaminants liés aux matières fertilisantes épandues sur les sols agricoles en Wallonie*. Gembloux, Centre wallon de Recherches agronomiques - Service Public de Wallonie. 258 pp.
- Pietsch, M. (2005). *Soil and biowaste as potential pathways for invasive alien species, and regulatory approaches to minimize the risks*. Alford, D. V. and Backhaus, G. F. Symposium Proceedings No.81, Humboldt University, Berlin, Germany, 73-78 pp.
- Pirotte, N. (2012). *Valorisation de la chaleur. Le séchage du digestat*. Au pays de l'Attert.
- Quevauviller, P. (1998). Operationally defined extraction procedures for soil and sediment analysis. I. Standardization. *Trends Anal. Chem.* **17** (5), 289-298.
- Rappert, S. and Müller, R. (2005). Odor compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries. *Waste Manage* **25** (9), 887-907.
- Rauret, G. (1998). Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta* **46** (3), 449-455.
- Reuveni, R., Raviv, M., Krasnovsky, A., Freiman, L., Medina, S., Bar, A. and Orion, D. (2002). Compost induces protection against *Fusarium oxysporum* in sweet basil. *Crop Prot.* **21**, 583-587.
- Rivero, C., Chirenje, T., Ma, L.Q. and Martinez, G. (2004). Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. *Geoderma* **123**, 355-361.
- Saebo, A. and Ferrini, F. (2006). The use of compost in urban green areas - A review for practical application. *Urban For & Urban Greening* **4**, 159-169.
- Schowaneke, D., Carrb, R., Davidc, H., Doubenc, P., Halld, J., Kirchmanne, H., Patriaf, L., Sequig, P., Smithth, S. and Webb, S. (2004). A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for use in agriculture—Conceptual Framework. *Regul. Toxicol. Pharm.* **40**, 227-251.
- Schwartzbrod, J. (1997). *Agents pathogènes dans les boues et impact des différents traitements*. Actes des journées techniques ADEME - Epandage des boues résiduelles, Paris. 81-89.
- Segala, C., Poizeau, D., Métaireau, C. and Lemetayer, N. (2002). *Traitement statistique de bases de données renseignant sur la composition microbiologique des amendements organiques et supports de culture*. Base de données de la Chambre Syndicale des Amendements et supports de cultures (SEPIA : société d'épidémiologie et d'analyses), 55 pp.
- Service Public Fédéral (2004). *Certificat d'utilisation octroyé à la SA Orafti/Raffinerie Notre-Dame*. Moniteur belge.
- Service Public Fédéral (2013). *Arrêté royal relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des engrais, des amendements du sol et des substrats de culture*. belge, Moniteur. 14889-14988.

- Smith, S.R. (2008). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste. *Environ. Int.* **35** (1), 142-56.
- Smolders, E., Janson, G., Van Laer, L., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Römken, P., De Temmerman, L., Waegeneers, N. and Bries, J. (2007). *Teeltadvies voor de landbouw in kader van het interreg project BeNeKempen*. 39 pp.
- Soltner, D. (1996). *Les bases de la production végétale : Le sol, le climat, la plante. La plante : Biologie végétale et amélioration des plantes*. Sainte-Gemmes-sur-Loire : Sciences et Techniques Agricoles, 3.
- Stilmant, D. (2012). *Le compost : base de la fertilisation au sein des prairies pâturées et des systèmes en agriculture biologique*. [En ligne]. Adresse: <http://www.cra.wallonie.be/fr/19/les-projets/97>
- Straub, T.M., Pepper, I.L. and Gerba, C.P. (1993). Hazards from pathogenic micro-organisms in land-disposed sewage sludge. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **132**, 55-91.
- Tauvel, M. (2006). *Le traitement bio-mécanique des déchets : avantages, inconvénients, coûts et jeux d'acteurs*. ENGREF Centre de Montpellier (Montpellier, France), Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Paris, France). Synthèse technique, 1-16.
- Temmerman, M. (2011). Energie nécessaire au broyage de la biomasse et des produits densifiés. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **15** (2), 349-360.
- Thuriès, L. (2012). *Impact agronomique et environnemental de la gestion des matières organiques - application aux pays du sud. Effets de différentes sources organiques sur les propriétés d'un sol sableux argileux*.
- Tittarelli, F., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., Civilini, M., Benedetti, A. and Sequi, P. (2007). Quality and Agronomic Use of Compost. In: *Compost science and Technology*, Diaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. and Stentiford, E. (eds.). Elsevier, vol. 8, 119-157.
- Tyler, G. and Olsson, T. (2001). Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. *Eur. J. Soil Sci.* **52**, 151-165.
- Ure, A.M. (1996). Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *Sci. Tot. Environ.* **178** (1), 3-10.
- USEPA (1999). *Environmental Regulations and Technology : Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (Including Domestic Septage)*. United States Environmental Protection Agency, 188 pp.
- Vallad, G.E., Cooperband, L. and Goodman, R.M. (2003). Plant foliar disease suppression mediated by composted forms of paper mill residuals exhibits molecular features of induced resistance. *Physiol. Mol. Plant Pathol.* **63**, 65-77.
- Vandenberghe, C., Deneufbourg, M., Benoît, J., Detoffoli, M., Lambert, R. and Marcoen, J.M. (2008a). *Révision de la fiche "fertilisation" élaborée par NITRAWAL*. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux et Université Catholique de Louvain. 87 p.
- Vandenberghe, C., Deneufbourg, M., Benoît, J., Detoffoli, M., Lambert, R. and Marcoen, J.M. (2008b). *Révision de la fiche "fertilisation" élaborée par NITRAWAL*. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux et Université Catholique de Louvain. 87 pp.
- Wentz, D. (2001). *Salt Tolerance of Plants*. Agri-Fact. 2 pp.

WRAP (2012). *Using quality anaerobic digestate to benefit crops*. 11 pp.

6. ANNEXES

Caractéristiques des distributions théoriques ajustées lors de l'analyse des valeurs extrêmes (Tableaux 75 à 77).

Tableau 112. Caractéristiques des distributions théoriques associées aux différentes variables (digestats).

Variable	Type de distribution	Paramètre 1	Paramètre 2	Paramètre 3	Paramètre 4	Test de Kolmogorov-Smirnov	Test d'And.-Darling	Test Chi-carré
As	Person 5	$\alpha = 3.6922$	$\beta = 3.627$			0.12	0.76	2.56
Cd	Gen. Extrem Val.	$\kappa = 0.71486$	$\sigma = 0.12593$	$\mu = 0.44802$		0.21	3.06	5.67
Cu	Weibull	$\alpha = 2.4155$	$\beta = 91.982$			0.10	0.63	2.10
Cr	Gen. Pareto	$\kappa = 0.35496$	$\sigma = 0.02986$	$\mu = 0.04704$		0.13	0.96	5.06
Ni	log-logistic (3P)	$\alpha = 1.6638$	$\beta = 2.0759$	$\gamma = 7.5096$		0.09	0.57	1.45
Pb	Dagum (4P)	$\kappa = 1.6643$	$\alpha = 2.0356$	$\beta = 4.4325$	$\gamma = 5.2193$	0.17	1.32	6.58
Zn	Beta	$\alpha_1 = 1.1746$	$\alpha_2 = 1.8744$	$\alpha = 183$	$\beta = 515$	0.07	2.08	0.73
Hg	Gen. Pareto	$\kappa = 0.35496$	$\sigma = 0.02986$	$\mu = 0.04704$		0.13	0.96	5.06
Btex	log-logistic (3P)	$\alpha = 3.1231$	$\beta = 0.19974$	$\gamma = 0.83434$		0.06	0.31	2.05
PAH 6	Burr	$\kappa = 0.21388$	$\alpha = 15.708$	$\beta = 1.0539$		0.11	0.65	7.72
PAH	Burr	$\kappa = 0.2632$	$\alpha = 11.871$	$\beta = 2.7599$		0.09	0.38	0.47
PCB	Cauchy	$\sigma = 0.01272$	$\mu = 0.1412$			0.10	0.69	1.65
C9 – C40	Log-Pearson 3	$\alpha = 5.1933$	$\beta = 0.21717$	$\gamma = 5.5717$		0.07	0.44	2.19

Tableau 113. Caractéristiques des distributions théoriques associées aux différentes variables (composts).

Variable	Type de distribution	Paramètre 1	Paramètre 2	Paramètre 3	Test de Kolm.-Smirn/	Test d'Ander.-Darling	Test Chi-carré
As	Gen. Pareto	$\kappa = -0.24324$	$\sigma = 2.7303$	$\mu = 3.0229$	0.081	0.430	2.767
Cd	Frechet (3P)	$\alpha = 2.9143E+7$	$\beta = 5.8813E+6$	$\gamma = -5.8813E+6$	0.070	0.400	0.989
Cu	Fatigue Life (3P)	$\alpha = 1.3312$	$\beta = 9.7071$	$\gamma = 37.292$	0.072	0.233	0.534
Cr	Gen. Pareto	$\kappa = -0.12614$	$\sigma = 19.192$	$\mu = 22.369$	0.082	0.489	4.633
Ni	Gen. Pareto	$\kappa = -0.2511$	$\sigma = 5.0123$	$\mu = 13.294$	0.090	0.608	0.628
Pb	Weibull (3P)	$\alpha = 1.2234$	$\beta = 27.943$	$\gamma = 50.528$	0.061	0.284	1.796
Zn	Gen. Pareto	$\kappa = 0.11341$	$\sigma = 94.874$	$\mu = 217.68$	0.052	0.232	0.118
Hg	Log-Logistic (3P)	$\alpha = 1.4527$	$\beta = 0.04283$	$\gamma = 0.10793$	0.070	0.546	3.763
Btex	Burr	$\kappa = 0.3544$	$\alpha = 16.223$	$\beta = 0.191$	0.303	5.121	17.096
PAH 6	Gen. Pareto	$\kappa = -0.10118$	$\sigma = 1.3006$	$\mu = 1.258$	0.075	0.525	1.363
PAH	Frechet	$\alpha = 2.7422$	$\beta = 3.3473$		0.080	0.571	3.832
PCB	Log-Pearson 3	$\alpha = 6.5097$	$\beta = 0.29544$	$\gamma = -5.6888$	0.194	2.478	3.745
C9 – C40	Dagum	$\kappa = 0.36608$	$\alpha = 2.8197$	$\beta = 272.93$	0.113	0.861	7.321

Tableau 114. Caractéristiques des distributions théoriques associées aux différentes variables.

Variable	Type de distribution	Paramètre 1	Paramètre 2	Paramètre 3	Paramètre 4	Test de Kolm.-Smirn.	Test d'And.-Darl.	Test Chi-carré
As	Burr (4P)	$\kappa = 9.0838$	$\alpha = 1.5596$	$\beta = 13.68$	$\gamma = 2.3085$	0.07	0.41	8.28
Cd	Johnson SD	$\xi = 0.91118$	$\delta = 0.97023$	$\gamma = 0.72797$	$\lambda = 1.61$	0.06	0.28	2.27
Cu	Log. Pearson (3P)	$\alpha = 2.7311$	$\beta = 0.1305$	$\gamma = 4.8542$		0.09	0.63	3.13
Cr	Gen. Pareto	$\kappa = -0.39574$	$\sigma = 35.373$	$\mu = 36.225$		0.09	0.62	7.48
Ni	Inv. Gaussian (3p)	$\lambda = 28.798$	$\mu = 11.858$	$\gamma = 18.55$		0.07	0.56	5.00
Pb	Gen. Pareto	$\kappa = -0.1868$	$\sigma = 30.579$	$\mu = 64.009$		0.08	0.40	1.07
Zn	Pearson 6	$\alpha_1 = 1299.2$	$\alpha_2 = 29.518$	$\beta = 18.885$		0.07	0.61	7.10
Hg	Frechet	$\alpha = 4.6893$	$\beta = 0.72725$			0.09	0.70	5.24

CHAPITRE 5.
RÉALISATION D'UN ORGANIGRAMME DÉCISIONNEL POUR
LA DÉTERMINATION DES CLASSES DE MATIÈRES
ORGANIQUES

1. INTRODUCTION

L'objectif de ce livrable est de réaliser des organigrammes décisionnels permettant d'identifier la classe d'utilisation à laquelle une matière organique appartient. Les critères de décisions sont liés au caractère amendant et/ou fertilisant des matières. Les facteurs de risques sont également pris en compte dans la réalisation des organigrammes. L'utilisation des matières organiques sur ou dans les sols doit représenter un intérêt agronomique clairement identifié sans entraîner de conséquences négatives pour l'environnement et la santé humaine.

L'épandage de matières organiques exogènes sur les sols agricoles peut représenter des risques pour l'environnement. Les matières exogènes peuvent en effet contenir des éléments contaminants inorganiques et organiques, des composés phytotoxiques, des pathogènes, des impuretés, etc. L'ensemble des risques potentiels liés à ces contaminants doivent être évalués. Pour ce faire, la comparaison des concentrations moyennes en contaminants par rapport aux normes en vigueur est nécessaire. Les valeurs extrêmes et la distribution des données sont par ailleurs intéressantes à étudier. La notion de flux en contaminants est une notion fondamentale pour l'analyse des facteurs de risque. Le calcul des flux en contaminants est lié aux doses de nutriments apportées. Si les doses de nutriments apportées ne sont pas facilement appréciables, il convient de se baser sur les rapports entre les teneurs en contaminants et les teneurs en N, P et K des matières fertilisantes apportées. Pour les matières au caractère amendant plus important (valeur neutralisante élevée), les rapports contaminants/éléments d'intérêt peuvent être réalisés en fonction de la valeur neutralisante.

Dans le cadre du présent rapport, l'approche qui a été sélectionnée est une approche globale. Pour les approches plus spécifiques, comme la sélection des dates d'épandage selon le PGDA, des approches basées sur la vitesse de minéralisation de l'azote sont plus adaptées (Figure 63).

N _{org} (%MS)	CEL (%MO)	LIG (%MO)	SOL (%MO)	N _{org} (%MS)	N minéral (gN kg ⁻¹ MS)	Classe
> 9					N14 ≥ 40 N91 ≥ 40	1
] 6.5 ; 9]					20 ≤ N14 ≤ 30 25 ≤ N91 ≤ 40	2
≤ 6.5	≤ 40	≤ 20	>70		0 ≤ N14 ≤ 10 0 ≤ N91 ≤ 15	4
			]45;70]	>3	0 ≤ N14 ≤ 15 10 ≤ N91 ≤ 25	3
				≤ 3	-10 ≤ N14 ≤ 5 -5 ≤ N91 ≤ 5	5
		≤ 45				
		> 20				
	> 40				-10 ≤ N14 ≤ 0 -10 ≤ N91 ≤ 0	6

Figure 63. Typologie des matières organiques distinguant six classes de comportement de minéralisation d'azote. N_{org} : le contenu en azote organique ; CEL : fraction cellulosique du carbone organique par rapport au contenu en MO ; LIG : fraction de lignine du carbone organique par rapport au contenu en MO ; SOL : fraction de carbone soluble par rapport au contenu en MO, N14 et N91 = quantités d'azote minéralisées respectivement après 14 ou 91 jours d'incubation à 28 °C (Lashermes *et al.*, 2010).

La nature des nouvelles matières organiques qui seront potentiellement épandues sur les sols agricoles à l'avenir est difficile à prévoir. Cependant, les mélanges entre matières, l'ajout d'additifs et les traitements diminuant la teneur en eau sont des tendances auxquelles il faut raisonnablement s'attendre.

Les cendres de combustion de bois peuvent par exemple augmenter les teneurs en Ca et Mg des digestats, généralement moins riches en ces deux éléments. En ce qui concerne les boues, l'ajout de cendres, de vinasses ou d'algues peut compenser les teneurs généralement faibles en K.

Dans le cadre de ce projet, deux organigrammes décisionnels complémentaires ont été réalisés. Le premier décrit une procédure d'acceptation de nouvelles matières sur base de leurs contenus en éléments majeurs (valeur économique) et les flux de contaminants. Le second permet de classer une nouvelle matière selon ses caractéristiques agronomiques globales mises en évidence dans le livrable 3. Cet organigramme permet de comparer des matières ayant un intérêt agronomique similaire.

2. ORGANIGRAMME COMBINANT LE VOLET AGRONOMIQUE ET ENVIRONNEMENTAL

L'organigramme présenté à la Figure 64 combine la valeur agronomique des matières et l'innocuité environnementale.

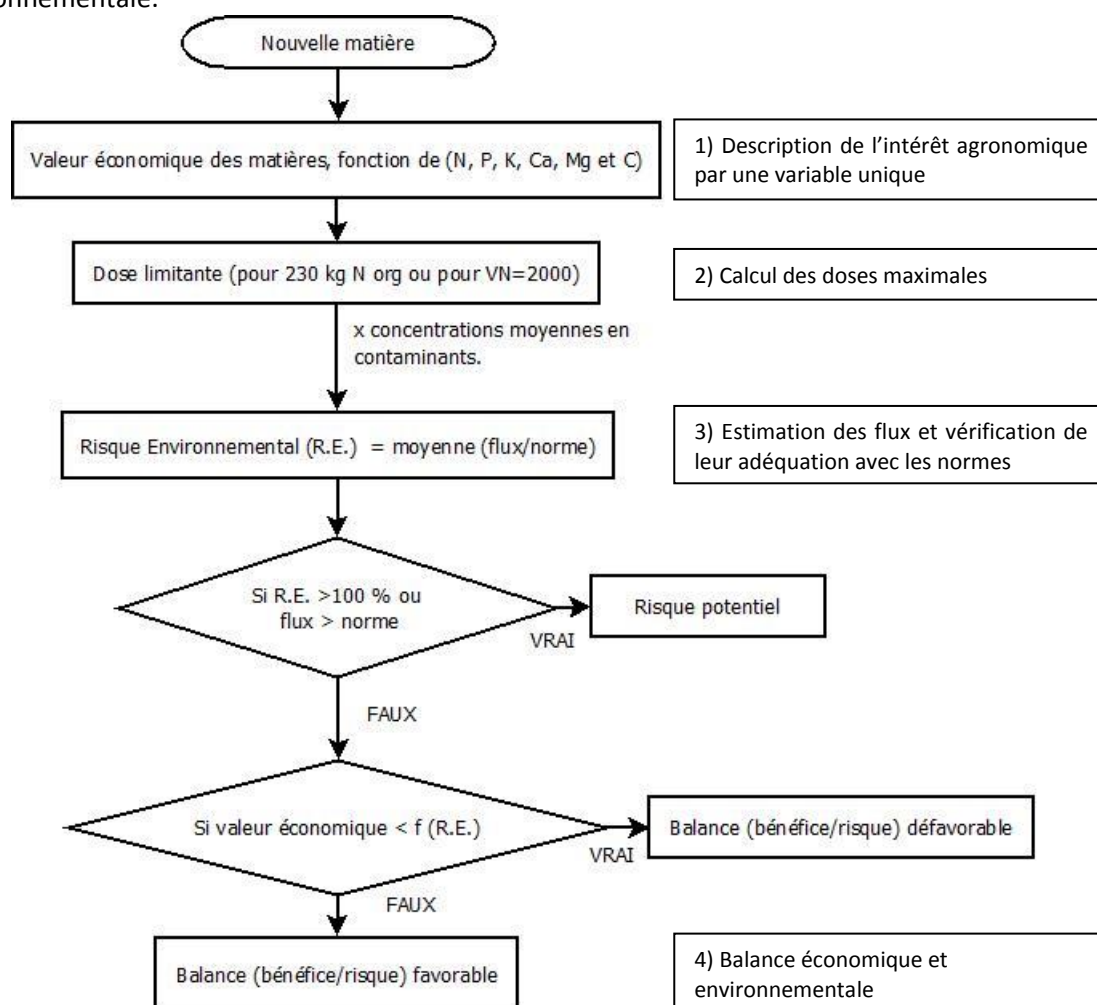


Figure 64. Organigramme combiné.

L'organigramme suit quatre étapes permettant la mise en évidence du caractère plus ou moins intéressant et risqué de l'utilisation des matières.

La première étape décrit l'intérêt agronomique par une variable unique : la valeur économique équivalente à celle des engrais minéraux. La valeur économique dépend des contenus en N_{eff} (1,15 €/kg), P_2O_5 (1,6 €/kg), K_2O (0,6 €/kg), CaO (0,1 €/kg) et MgO (0,6 €/kg). Le carbone organique donnant une capacité amendante aux matières, il a lui aussi une valeur économique, fixée à 0,14 €/kg. Le prix des engrais minéraux, utile à ce calcul, varie d'année en année. Le prix calculé ne constitue pas une valeur commerciale, mais permet d'appréhender la gestion optimale des matières. L'azote est le seul élément pour lequel est prise en compte la disponibilité durant l'année de l'épandage. Celle-ci n'est pas systématiquement connue pour toutes les matières.

Les valeurs économiques calculées pour les différentes matières sont fortement corrélées à leur teneur en matière sèche.

La seconde étape permet le calcul des doses maximales épandues sur les sols agricoles en Wallonie (Tableau 115). Par mesure de sécurité, nous avons choisi de considérer les doses de nutriments les plus importantes qui puissent être appliquées annuellement. Hors zone vulnérable, il est possible d'épandre jusqu'à 230 kg N_{org} . Pour les matières aux teneurs en Ca et Mg élevées, la valeur neutralisante fixe la dose maximale à apporter. L'apport correspondant à une fumure de redressement d'une unité de pH s'élève à 2000 unités de valeur neutralisante (V.N.) (Tableau 115). Cette dernière valeur étant théorique car on ne peut déclarer une V.N. que pour les engrais calcaires. Le minimum des deux calculs donne la dose maximale à prendre en compte pour l'évaluation des flux de contaminants annuels. Nous pouvons noter que les boues urbaines ont des quantités appréciables de Ca (et Mg), de ce fait, les doses selon la valeur neutralisante sont très proches des doses selon l'azote. Dans le cas de matières ayant peu ou pas de valeur neutralisante et des rapports N/K ou N/P très faibles, le calcul de la dose maximale pourrait être effectué à partir du P ou du K, ce qui n'a pas été fait dans notre cas.

Tableau 115. Calcul des doses maximales.

Matière	Dose 230 kg N _{org}	Dose théorique de 2000 V.N.	Dose retenue	
	tMB/ha		tMB/ha	tMS/ha
BI Abattoirs (11)	32,8	458,6	32,8	5,2
BI Pommes de terre (9)	66,2	58,3	58,3	6,2
BI Alimentaire (16)	182,1	38,1	38,1	5,2
BI Sucre (12)	46,0	26,3	26,3	8,7
BI Laiteries (8)	35,5	23,6	23,6	5,3
BI Boisson (1)	225,5	505,3	225,5	7,1
BI Brasserie (17)	50,6	22,6	22,6	3,5
BI Papeterie (22)	119,1	9,6	9,6	4,6
BI Tannerie (4)	67,2	168,1	67,2	5,3
Digestats (88)	42,0	561,0	42,0	2,3
Composts de digestat_1 (7)	21,6	47,0	21,6	10,7
Composts de digestat_2 (7)	15,7	49,2	15,7	9,0
Boues urbaines (113)	26,8	27,1	26,8	9,1
BI Potabilisation (12)	328,6	9,3	9,3	4,4
BI Minière (9)	621,6	5,7	5,7	4,5
Mélanges compostés (36)	24,5	45,8	24,5	12,5
Composts de déchets verts (44)	22,2	59,1	22,2	13,0
Mél. Org. Div. (30)	22,2	60,8	22,2	11,7
Lombricompost (1)	31,4	91,7	31,4	16,9
Composts de fumier (3)	34,6	149,6	34,6	8,5
Fumiers de bovins (31)	44,5	367,0	44,5	10,2
Fientes de volailles (2)	12,7	43,7	12,7	3,8
Fumiers de volailles (2)	8,5	93,0	8,5	4,0
Lisiers de bovins (24)	69,3	695,9	69,3	4,3
Lisiers de porcs (3)	35,4	465,0	35,4	2,8
Lisiers (60 % bovin et 40 % porc) (20)	56,5	604,2	56,5	3,3
Digestats de lisiers (60 % bovin et 40 % porc) (19)	53,4	708,7	53,4	2,6

La troisième étape prévoit d'estimer les flux et de vérifier leur adéquation avec les normes.

Les flux – qui sont les quantités d'éléments épandus sur les sols – représentent une manière plus pertinente d'évaluation des risques que les concentrations en contaminants dans les matières. Les flux sont obtenus en multipliant la dose maximale par les contenus moyens ou médians en contaminants (en fonction du meilleur estimateur identifié).

$$Flux_i = D \times C_i$$

avec :

$Flux_i$: flux en contaminant i, exprimé en g/ha an ;

D : dose maximale avec prise en compte de l'azote ou de la valeur neutralisante par rapport à la matière sèche ;

C_i : concentration en contaminant i, exprimé en mg/kg MS.

En ce qui concerne les normes, à l'exception de la directive européenne 86/278/CEE (Communauté européenne, 1986), la notion de flux à ne pas dépasser n'est pas explicitement inscrite dans les textes de lois belges ou wallons. Afin de disposer d'une norme de flux wallonne, nous avons multiplié les concentrations retenues par la norme B1 par 12,5T MS. La norme française NFU 44-051 a été choisie à titre de comparaison (Tableau 116 et Figure 65).

Tableau 116. Norme proposée en se basant sur les concentrations B1.

Contaminant	Norme proposée (g/ha/an)	Norme NFU 44-051	Contaminant	Norme proposée (g/ha/an)
	B1			B1
As	250	270	DEHP (phtalate)	625
Cd	18.75	45	NPE	312.5
Cr	1250	1800	Hydrocarbures aliphatiques totaux (C9–C40)	6250
Cu	1250	3000	Hydrocarbures aliphatiques halogénés totaux	1.25
Hg	12.5	30	Pesticides totaux	12.5
Pb	1250	900	Chlorobenzènes totaux	12.5
Ni	625	2700	Chlorophénols totaux	12.5
Zn	5000	6000	HAP (6 Borneff)	37.5
PCB Totaux	1.875	1.2	HAP totaux	62.5
HAM totaux (BTEX+STYRENE)	62.5		AOX	3125
LAS	18750			

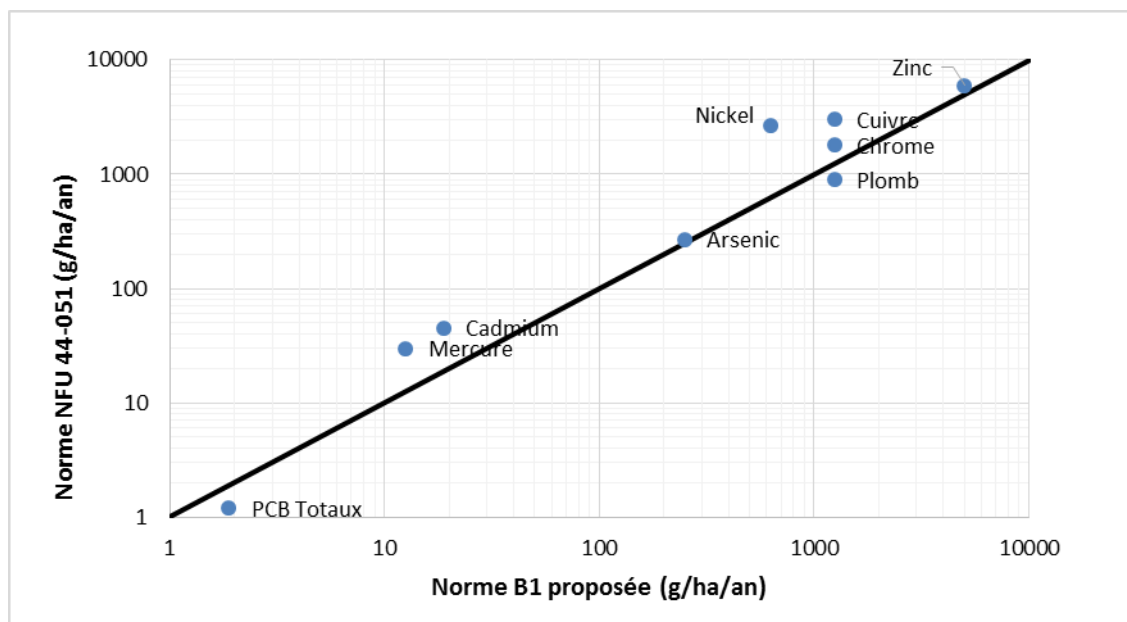


Figure 65. Comparaison de la norme proposée (12,5 t M.S. x B1) par rapport NFU 44-051 pour les contaminants communs.

Une étude de risque approfondie permettrait de déterminer des normes de flux pour la Wallonie. Cela permettrait d'estimer réellement les risques liés à l'utilisation des matières. En absence de cette étude, il est plus simple d'évaluer la vulnérabilité du système sol – plante en fonction des caractéristiques de l'environnement et d'adapter les flux par rapport à cette vulnérabilité.

Pour l'évaluation du risque environnemental, la méthode du quotient a été employée. Nous estimons que si un flux dépasse la norme proposée, la matière présente un risque potentiel. Le « Risque Environnemental » (R.E.) est défini de la manière suivante :

$$R.E. = \left(\frac{\sum_i^n \frac{(Dose \times Teneur)}{Flux NFU}}{n} \right)$$

Ainsi, un R.E. élevé indique un risque d'enrichissement global du sol à long terme à craindre. Un R.E. potentiel est déclaré quand, de manière statistiquement significative, un flux dépasse la limite de la norme proposée. Il faut donc s'assurer de la qualité et du nombre suffisant de données permettant le calcul des doses et des flux de contaminants. Par exemple, dans notre calcul, les R.E. pour les boues de boisson et les lombricomposts sont calculés à partir d'une seule donnée et les composts de fumier de bovin à partir de quatre données (Tableau 117). Ces R.E. élevés sont donc à réévaluer en utilisant de nouvelles données complémentaires. Un développement théorique et pratique est effectué en annexe 1 sur cette variabilité.

Tableau 117. Evaluation du Risque Environnemental (R.E) des différentes matières analysées.

Matière	Flux maximum de la norme proposée (g/ha/an)														R.E. moyen (%)
	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	BTEX	HAP (6)	HAP totaux	PCB totaux	C9-C40 totaux		
	250	18,75	1250	1250	625	1250	5000	12,5	62,5	37,5	62,5	1,875	6250		
	R.E. (flux potentiel/flux maximum proposé; %)														
Lombricompost (1)	21,0	60,5	61,0	56,9	40,7	132,8	100,6	35,2	3,4	19,4	25,5	18,1	1,6	44	
Boues urbaines	16,5	54,1	98,0	30,5	33,0	50,3	121,1**	41,6	3,1	61,2	68,8	16,3	20,9	41	
Compost de déchets verts	21,5	63,2	38,5	25,0	27,0	63,6	69,7	11,6	1,6	74,8	87,4	11,0	15,5	39	
BI Boisson (1)	1,1	11,7	64,6	92,3	63,4	9,1	31,4	5,7	1,1	49,8	36,5	113,3	5,2	37	
Mél. Org. Div.	17,8	51,3	45,6	31,3	27,0	44,0	55,4	11,9	3,0	35,4	39,3	11,2	4,1	29	
Mélanges compostés	15,6	36,4	27,5	18,0	22,4	40,1	40,4	13,2	2,7	45,2	49,0	11,1	10,9	26	
Compost de fumier (4)	2,2	11,1	29,5	8,4	103,7	0,2	29,6	7,6						24	
Lisier de porcs	0,4	6,3	57,2	1,1	9,3	0,0	39,3	0,7						14	
BI Sucre	13,5	24,6	6,0	15,6	12,7	10,3	59,9	6,0	0,3	1,4	1,1	2,5	12,5	13	
BI Pomme de terre	5,5	36,9	21,8	14,4	14,0	3,4	32,5	3,4	4,6	2,6	7,3	11,7	1,9	12	
Fumier de bovins	0,2	8,4	20,4	4,6	35,9	0,1	22,6	4,4						12	
Fumier de volailles	0,0	1,8	38,0	1,3	5,7	0,0	43,0	0,8						11	
Fientes de volailles	0,0	6,7	23,1	1,7	16,7	0,0	28,1	1,1						10	
Lisier de bovins	0,1	7,9	17,5	2,5	17,3	0,1	20,9	1,9						9	
BI Abattoir	1,7	5,7	16,1	8,9	9,0	1,3	18,5	5,0	2,1	4,5	9,9	10,1	16,2	8	
BI Tannerie	5,6	3,0	15,7	13,8	2,5	2,9	10,2	2,0	0,8	4,1	3,9	10,6	8,8	6	
BI Alimentaire	1,5	12,4	10,4	4,7	9,1	1,8	12,9	1,8	2,8	1,5	4,5	15,0	4,0	6	
BI Papeterie	3,2	20,3	9,1	4,6	7,8	4,7	9,2	1,4	0,6	1,2	3,7	8,9	6,5	6	
Digestat	0,5	5,6	8,2	2,3	2,9	1,1	9,9	1,1	2,8	3,8	6,4	8,5	17,7	5	
Bi Brasserie	1,1	5,1	18,5	6,8	6,5	1,8	7,1	1,9	0,7	1,7	2,5	7,8	3,5	5	
BI Laiterie	5,1	5,8	2,8	8,9	9,3	2,6	6,8	7,3	0,4	1,6	1,1	6,1	3,8	5	
BI Potabilisation	6,2	5,8	3,7	5,4	14,9	1,6	4,5	1,5	0,4	1,7	2,8	2,7	0,5	4	
BI Minière	7,8	17,7	3,0	2,6	5,2	2,3	1,8	2,5	0,5	1,3	2,2	1,8	0,2	4	

La quatrième étape est l'évaluation de la balance bénéfice/risque qui n'est pas en relation directe avec le R.E. potentiel d'utilisation des matières. Pour qu'une matière soit intéressante à utiliser, elle doit présenter un intérêt agronomique et posséder une valeur financière supérieure aux coûts d'épandage. De plus, elle se doit d'être d'une innocuité environnementale relativement bonne. Il est philosophiquement plus acceptable d'épandre une matière plus chargée en contaminants (mais sans risque de pollution potentielle) quand sa valeur agronomique est grande.

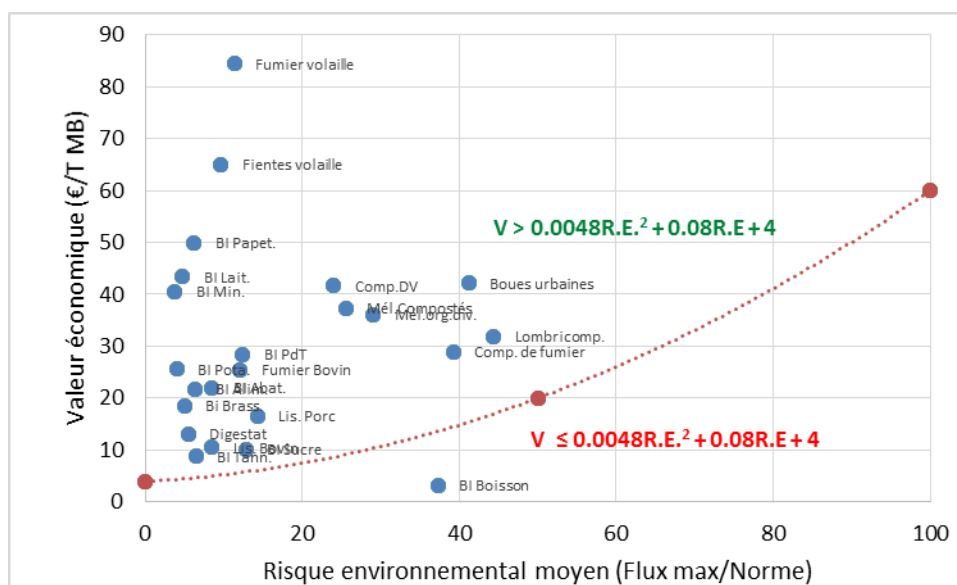


Figure 66. Balance bénéfice/risque.

Tout ce qui se trouve au-dessus de la courbe rouge est jugé comme ayant une balance bénéfice/risque favorable (Figure 66). L'origine de la courbe est fixée à 4 €/t au coût moyen de l'épandage. Le coût de l'épandage est différent selon le type de matière et du matériel utilisé. Pour le lisier, le coût (main d'œuvre comprise) est évalué à $\pm 3,04$ €/m³. Ce coût est estimé à une valeur légèrement supérieure pour les fumiers autour de 5 €/t. Le reste de la courbe est une parabole en supposant que l'acceptabilité de l'utilisation des matières et le risque ne sont pas linéaires. Cette courbe doit évoluer en fonction de la valeur des engrais et de la révision de la norme proposée au niveau des flux.

Cela permet de juger favorable un plus grand nombre de matières peu contaminées mais d'être plus exigeant envers les matières les plus contaminées.

Pour obtenir une balance bénéfice/risque favorable, plusieurs options sont envisageables :

- l'intégration de la matière d'origine à d'autres matières notamment en compostage, ou en biométhanisation afin d'en améliorer la qualité agronomique ou d'en diminuer les concentrations en contaminants (augmentation de la valeur économique et diminution du risque environnemental) ;
- le chaulage des matières augmentant la quantité de Ca et Mg et augmentant le taux de matières sèches (augmentation de la valeur économique) ;
- la diminution de la teneur en eau par séchage ou séparation de phase (augmentation de la valeur économique) ;

- le tri et la sélection des intrants les moins pollués (diminution du risque environnemental).

Les deux premiers traitements peuvent également avoir un effet bénéfique sur le risque sanitaire encouru. Le compostage et la biométhanisation sont des opérations pouvant conduire à la dégradation partielle de certains polluants.

Pour chaque classe agronomique ayant un intérêt agronomique particulier, il est possible de sélectionner le type de matière ayant la meilleure innocuité environnementale et la valeur économique la plus intéressante. L'optimum à rechercher étant le coin supérieur gauche du graphique.

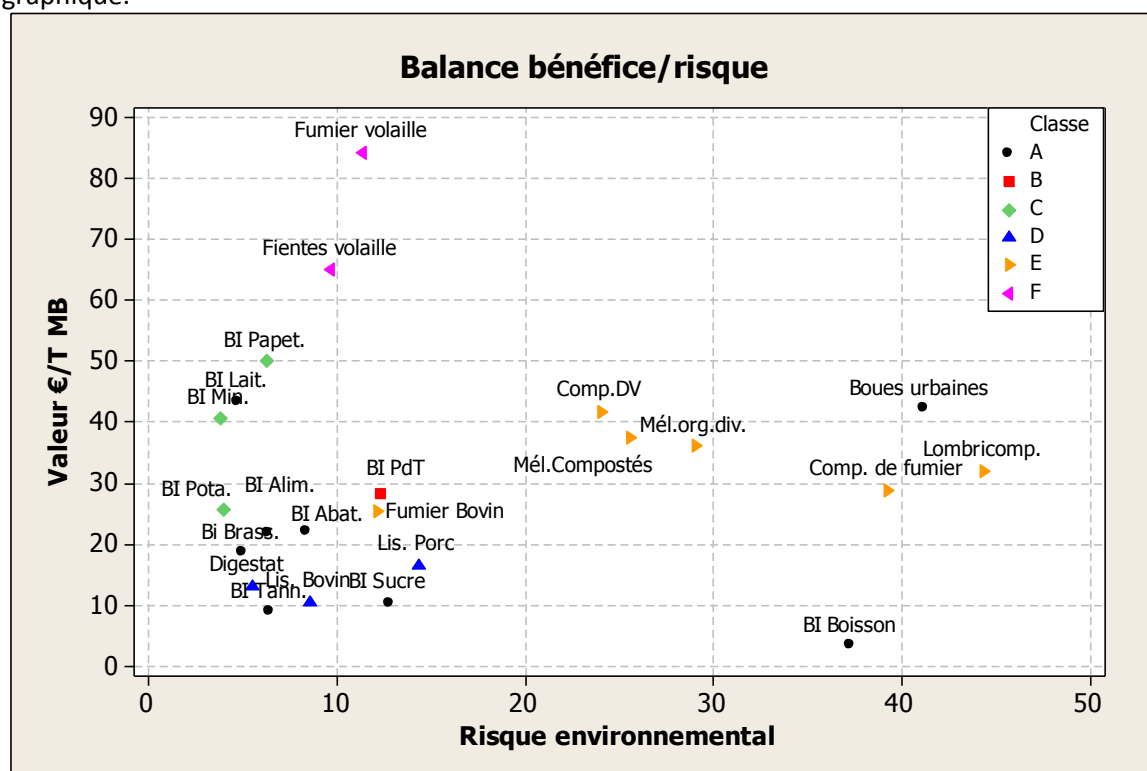


Figure 67. Balance bénéfices/risques selon les classes de matières.

3. DÉFINITION DES CLASSES AGRONOMIQUES

Dans le livrable 3, une classification numérique en fonction du caractère fertilisant et amendement des matières a été réalisée. Cette affectation est réalisée sur la base de 14 variables.

Dans le cas de l'arrivée d'une nouvelle matière, il est conseillé :

- de refaire la procédure de classification numérique ;
- de suivre l'organigramme de définition des classes agronomiques en utilisant une équation de régression (Figure 68).

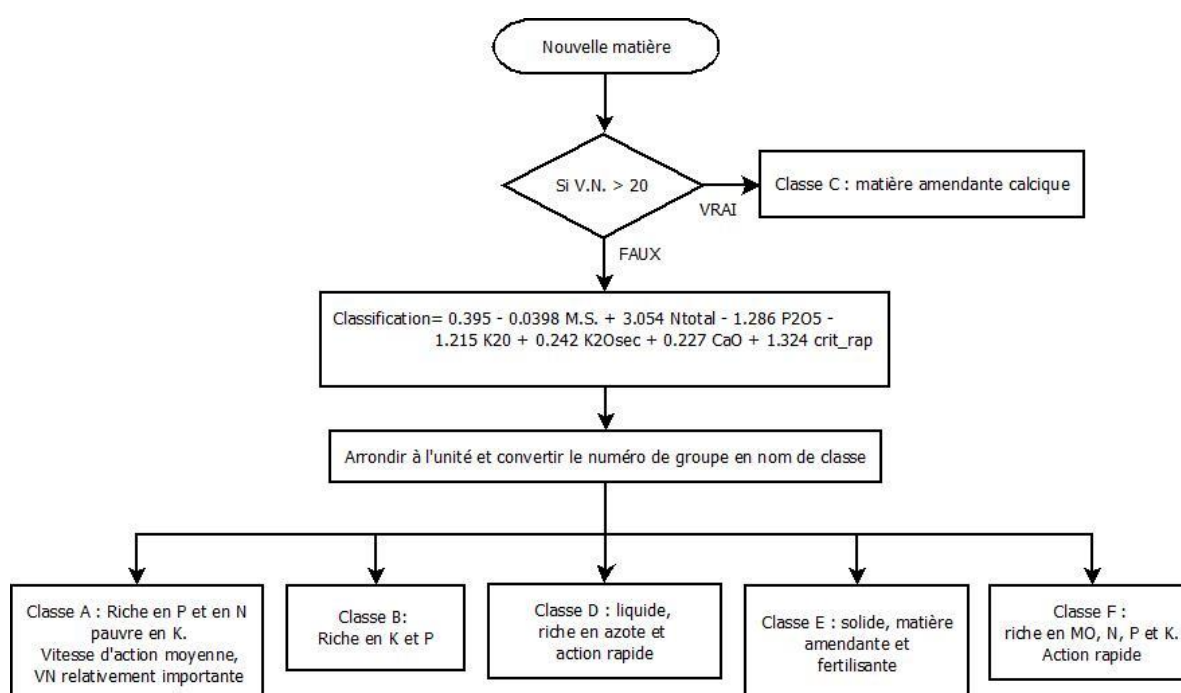


Figure 68. Organigramme de définition des classes agronomiques.

La première étape de l'organigramme consiste à distinguer les matières ayant comme rôle principal la correction du statut acido-basique. Ces matières se trouvent dans la classe C. Ensuite, une équation de régression permet la séparation des matières dans les 5 classes restantes.

3.1. Prédiction des classes de matières par régression linéaire

3.1.1. Etablissement de l'équation de régression

La classification numérique peut être estimée par une équation de régression multiple. La régression est effectuée sur les moyennes des teneurs des différentes matières utilisées lors de la classification numérique. Le numéro de classification a été attribué en fonction de la richesse en éléments majeurs (Tableau 118), dans le cas d'une erreur de classification, elle sera peu importante.

Tableau 118. Correspondance entre le nom des groupes de la classification numérique et le numéro de cette classification.

Nom de groupe	Numéro de classification
E	1
A	2
B	3
D	4
F	5

Afin de déterminer l'équation de régression, les meilleurs prédicteurs ont d'abord été sélectionnés. Le critère de rapidité, l'azote total et le potassium sur masse sèche expliquent la plus grande partie de la variabilité (cfr. Annexe 5.1). L'équation se présente sous la forme suivante :

$$\text{Classe} = 0,395 - 0,0398 \times \text{M.S.} + 3,054 \times \text{N}_{\text{tot}} - 1,286 \times \text{P}_2\text{O}_5 - 1,215 \times \text{K}_2\text{O} + 0,242 \times \text{K}_2\text{O}_{\text{sec}} + 0,227 \times \text{CaO} + 1,324 \times \text{crit}_{\text{rap}}$$

3.1.2. Contrôle de la qualité de prédiction

Le contrôle de la qualité de la prédiction est obtenu selon deux techniques. La « Leverage correction » approxime la procédure de validation croisée. Les résidus de la prédiction de validation sont égaux aux résidus de la calibration divisée par « 1 – effet levier ». La Figure 69 met en évidence que les boues industrielles du secteur de la pomme de terre (groupe n°3) ont un effet important sur la prédiction.

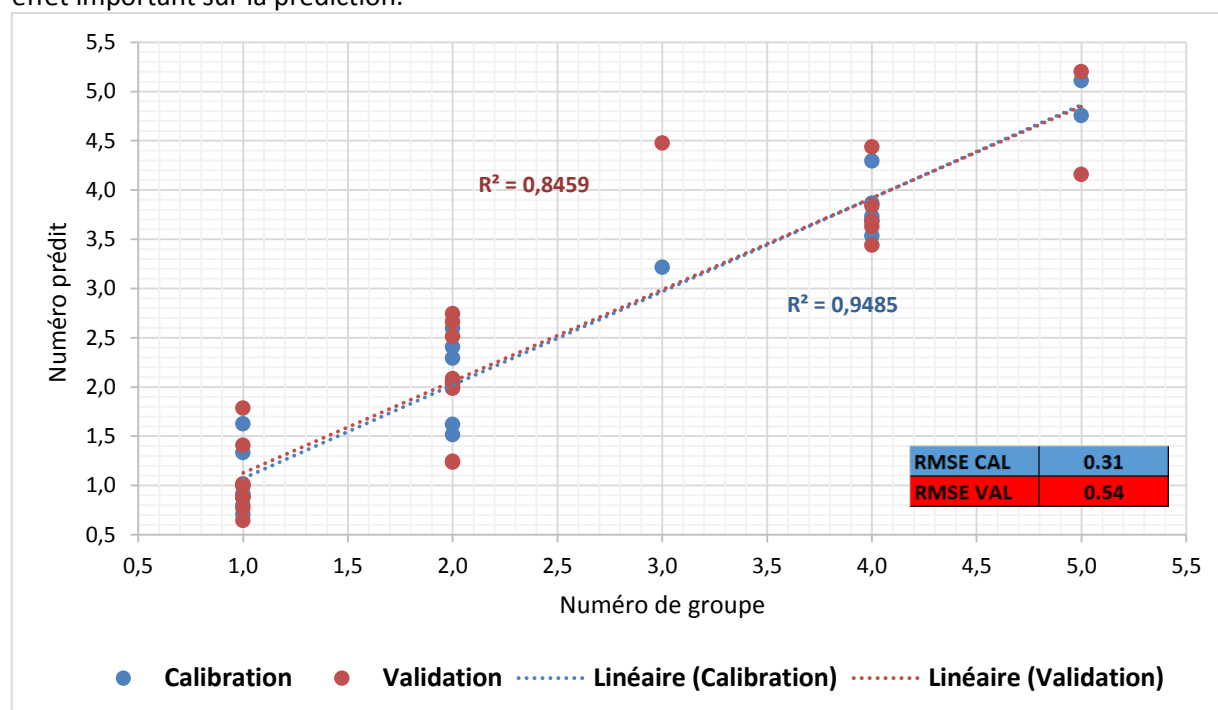


Figure 69. Estimation du classement par régression multiple.

La classe finale estimée est donnée en arrondissant à l'unité. L'équation de régression donne de bons résultats sur les données de calibration, elle commet trois erreurs sur 24 (Tableau 119). L'arrondissement à l'unité permet de prendre de compte une partie de la variabilité à l'intérieur de chaque classe. L'ajustement avec les données de validation est moins bon, l'erreur de prédiction estimée par la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) est supérieure à 0,5, ce qui peut entraîner des mauvais classements.

Tableau 119. Classe estimée par régression par rapport à la classe réelle.

Matières	Classe estimée	Classe réelle
Lombricompost	E	E
Composts de déchets verts	E	E
BI Sucre	A	A
Mélanges compostés	E	E
Mél. Org. Div.	E	E
Composts de digestat	E	E
Fumiers de bovins	E	E
Composts de digestat_2	A	E
Boues urbaines	A	A
Composts de fumier	E	E
BI Boisson	A	A
BI Alimentaire	E	A
BI Laiteries	A	A
BI Tannerie	B	A
BI Pommes de terre	B	B
BI Brasserie	A	A
BI Abattoirs	A	A
Lisiers de bovins	D	D
Fumiers de volailles	E	E
Fientes de volailles	E	E
Lisiers (60 % bovin et 40 % porc)	D	D
Digestats	D	D
Digestats de lisier (60 % bovin et 40 % porc)	D	D
Lisiers de porcs	D	D

La seconde technique de validation consiste à séparer le jeu de données en deux de manière aléatoire. 75 % des données pour le set de calibration et 25 % pour le set de validation. Une nouvelle équation de régression est obtenue à partir du set de calibration :

$$\text{Classe } 3/4 = 0,497395 - 0,0436002 \times \text{M.S.} + 3,4418 \times N_{\text{tot}} - 2,1656 \times P_2O_5 - 1,16255 \times K_2O + 0,240774 \times K_2O_{\text{sec}} + 0,320715 \times CaO + 1,26126 \times \text{crit}_{\text{rap}}$$

La Figure 70 indique la qualité de prédiction avec le set de validation. Bien que l'ajustement soit encore assez bon (RMSE de 0,539), trois matières sur sept ne sont pas placées dans la bonne classe mais dans la classe supérieure.

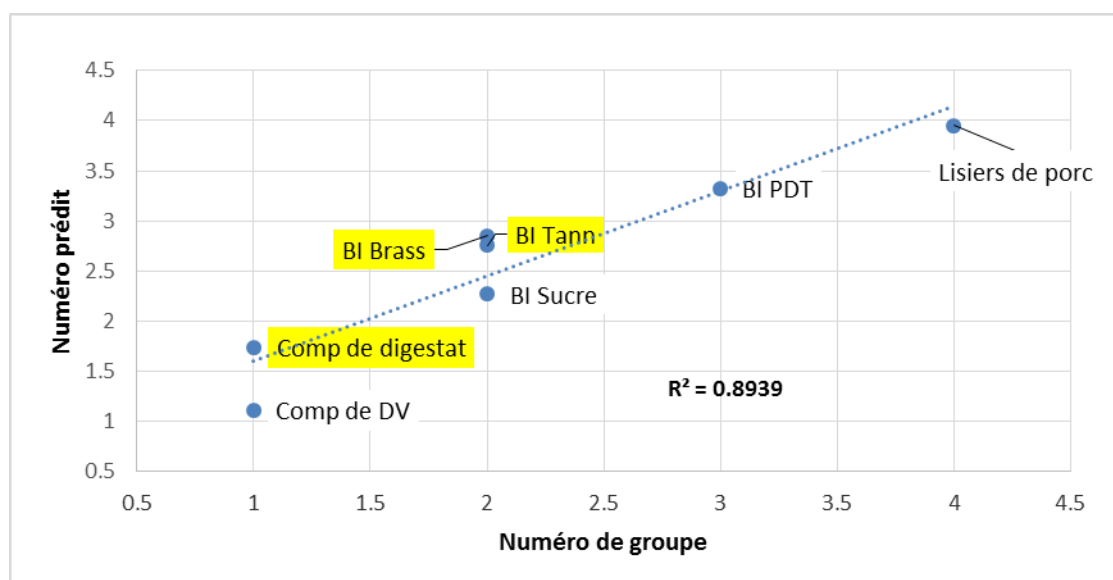


Figure 70. Estimation du classement par régression multiple. En jaune, les matières qui sont reclassés dans des catégories différentes.

Sur 88 valeurs individuelles de digestats, 59 échantillons sont classés dans la classe D par l'équation de régression. Vingt-et-un échantillons sont classés dans la classe des boues industrielles de pomme de terre, un échantillon est reclassé dans les boues de la classe A et un digestat se trouve dans la classe F des fientes de volailles. Nous voyons, qu'en moyenne, la classe D est majoritaire pour les digestats mais d'autres classes peuvent être prédites.

Les avantages de cette procédure sont la facilité et la rapidité d'utilisation. Un tableur Excel préétabli permet de prédire la classe de matière en fonction du point de vue agronomique. Les désavantages sont :

- pas de calcul de la probabilité de la règle d'affectation ;
- demande un grand nombre de variables (8), le critère de rapidité se calculant à partir des rapports N/NH_4^+ et C/N ;
- fiabilité inconnue par rapport à la prédiction de nouvelles matières tout à fait différentes.

L'intérêt agronomique peut également être évalué par rapport à une grille de lecture (Tableau 120). Cette grille peut être utilisée pour trouver les bons qualificatifs pour la description de matières nouvelles.

Tableau 120. Grille de lecture des paramètres agronomiques.

Echelle d'appréciation	Percentile 20	Percentile 40	Percentile 60	Percentile 80
	Limite faible	Limite moyenne faible	Limite moyenne haute	Limite haute
VN	0.4	2.2	4.2	7.7
MS	7.7	17.9	33.7	51.4
MO	4.5	6.1	13.4	22.4
N _{tot}	0.32	0.47	0.66	1.03
N _{sec}	1.82	2.57	4.26	5.69
NH ₄ ⁺	0.011	0.031	0.073	0.230
P ₂ O ₅	0.14	0.22	0.38	0.63
P ₂ O _{5sec}	0.7	1.2	2.3	2.9
K ₂ O	0.03	0.20	0.47	0.79
K ₂ O _{sec}	0.24	0.79	1.62	4.48
MgO	0.08	0.14	0.38	0.50
CaO	0.27	1.38	2.51	5.58
Rapport C/N	6.0	8.5	12.7	17.9
Critère de rapidité	0.0	0.15	0.50	1

4. CONCLUSIONS

Les deux organigrammes proposés permettent d'établir une procédure d'acceptation de nouvelles matières sur base de leurs contenus en éléments majeurs (valeur économique) et les flux de contaminants.

Le premier organigramme permet de mettre en évidence le caractère plus ou moins risqué d'utilisation de la matière. Le second organigramme permet de classer une nouvelle matière, en fonction de ses caractéristiques agronomiques globales, et ainsi, regrouper des matières ayant un intérêt agronomique similaire. Cela permet de voir quels types d'utilisation peuvent en être faits.

5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Communauté européenne (1986). DIRECTIVE 86/278/CEE DU CONSEIL du 12 juib 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture. Journal officiel des Communautés européennes, L 181/6 -L181/12.

Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C. et Houot, S. (2010). Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresour. Technol.* **101**, 157-164.

6. ANNEXES

6.1. La notion de flux

La notion de flux est centrale pour l'évaluation des risques d'utilisation mais est caractérisée par une grande variabilité. Les flux sont en effet très variables d'un échantillon à un autre. Dès lors, il convient de se poser la question de la pertinence de la notion de flux moyen pour préciser les conditions d'utilisation d'une matière épandable sur ou dans le sol. Cela est illustré par les exemples et développements théoriques qui suivent.

Pour évaluer les incertitudes du calcul de flux, la méthode δ permet de quantifier la contribution de chaque variable et de leurs interactions.

$$Flux_i = D * C_i$$

avec :

- $Flux_i$: flux pour chaque élément i (g/ha an) ;
- D : dose maximale avec prise en compte de la concentration en azote ou de la valeur neutralisante en tonnes de matière sèche ;
- C_i : la concentration en contaminant i en mg/kg M.S.

Cette méthode repose sur une équation analytique de la propagation des erreurs pour les fonctions non linéaires (Goidts E., 2009 et Panda *et al.*, 2008) . La variabilité est définie par le double produit matriciel, du jacobien, de la matrice covariance-variance et de la transposée du jacobien.

$$\sigma^2 = J \sum_x J^T$$

avec :

- σ^2 : variance sur le flux ;
- J : le jacobien, vecteur des dérivées partielles de la fonction ;
- $\sum_x$: matrice de covariance-variance avec la variance des variables initiales sur la diagonale de la matrice, les autres éléments étant occupés par les covariances.

Par cette relation, nous voyons que la variabilité du flux calculé dépend de la variabilité des deux variables et de leurs interactions :

$$s^2 = D^2 s_D^2 + 2DC s_{dc} + C^2 s_C^2$$

avec :

- D : moyenne ou médiane des doses maximales calculées ;
- C : moyenne ou médiane des concentrations mesurées.

Appliquée aux teneurs en Cu des boues urbaines (111 données), l'équation dit que 78,9 % de la variabilité des flux proviennent des teneurs en Cu et 21 % par le calcul du dosage (variabilité du N et de la teneur M.S.).

La nature non normale des distributions (asymétrie marquée pour les deux paramètres) et la forte variabilité rendent difficile l'évaluation d'un paramètre moyen.

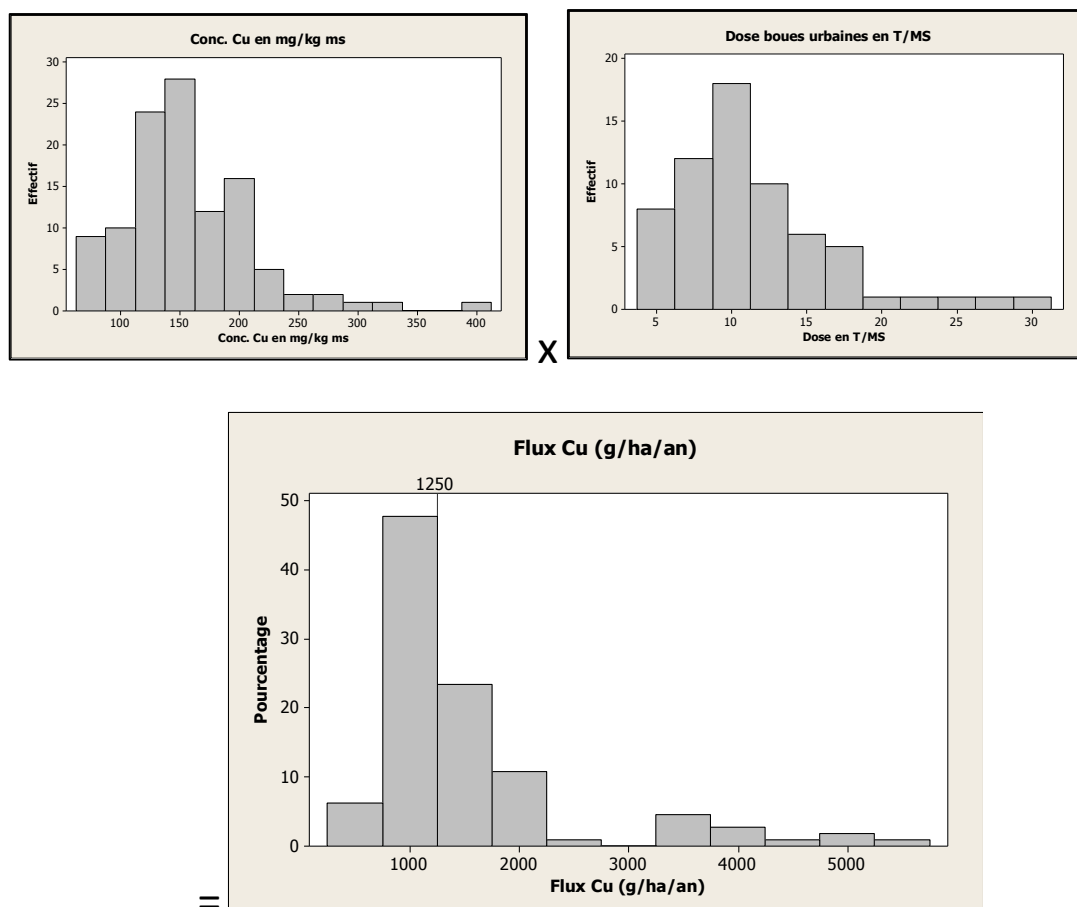


Figure 71. Flux de Cu pour les boues urbaines.

La Figure 71 donne l'incertitude de la moyenne en fonction du nombre d'échantillons pour le cas du Cu dans les boues, caractérisé par un coefficient de variation de 64 %. Cette incertitude est fonction de l'effectif et de l'incertitude sur l'écart-type, décrivant la dispersion des données. La variabilité de la variance (et de l'écart-type) dépend fortement du nombre d'échantillons (quand l'effectif est réduit) et est définie par une distribution Chi-Carré (χ^2) à caractère asymétrique (Figure 72).

L'intervalle de confiance de la moyenne à 95 % est fonction de l'écart-type et du nombre d'échantillons.

$$\text{Flux moyen} = \text{moyenne} \pm Z_{0.95} \frac{s}{\sqrt{n}}$$

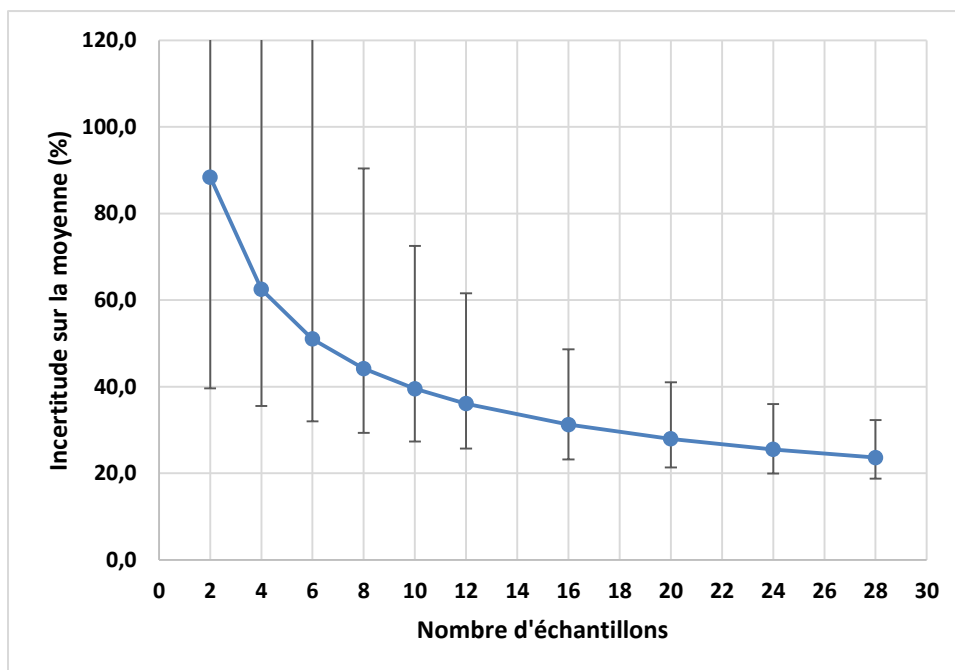


Figure 72. Evolution de l'incertitude en fonction des mesures. Les barres d'erreurs correspondent aux valeurs de cette incertitude pour l'intervalle de confiance de l'écart-type à 95 % supérieures et inférieures.

La précision des moyennes des données dépend à la fois de la variabilité intrinsèque des données et du nombre d'échantillons (Figure 73). Pour différents coefficients de variation (écart-type divisé par la moyenne ; CV), l'évolution de l'incertitude est décroissante avec le nombre d'échantillons.

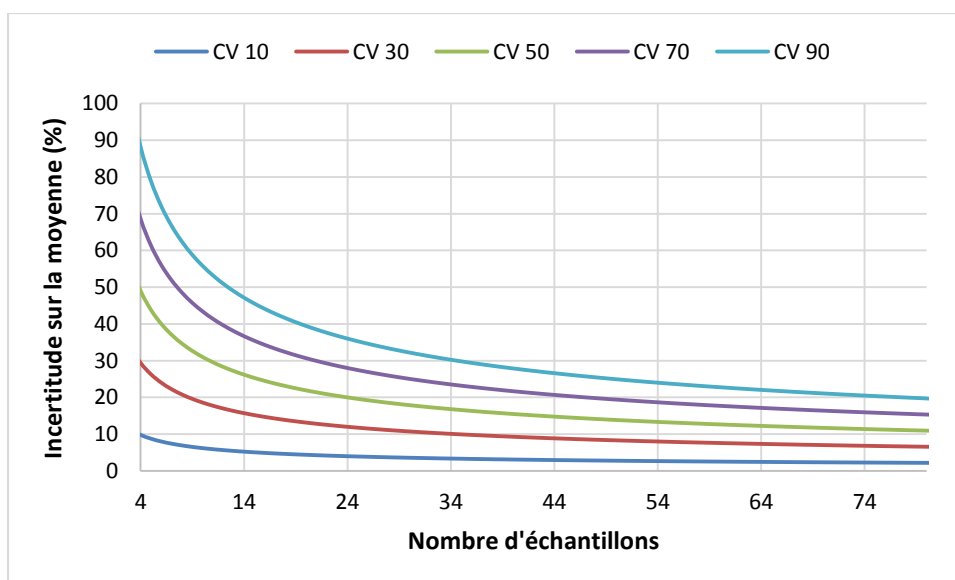


Figure 73. Evolution de l'incertitude de la moyenne pour des données ayant une variabilité croissante.

Bien que ce raisonnement soit trivial, il faut le garder à l'esprit dans les prises de décision. Par exemple, le flux moyen en Ni des composts de fumier dépasse de 3,66 % la norme proposée (Tableau 121).

Tableau 121. Incertitude sur le flux de Ni pour les composts de fumier.

Paramètre	Valeurs pour flux max	Valeurs pour flux min
Azote (kgN/tMS)	18,14	38,43
Dose maximale (tMS)	12,7	6,0
Ni (mg/kg MS)	184,9	24,5
Flux/Norme	3,75	0,234

Il serait peu pertinent d'interdire ou d'allonger la fréquence d'utilisation des composts de fumier car la définition des flux n'est pas suffisante pour l'instant. Nos quatre calculs de flux ont un coefficient de variation de 87 %.

6.2. Régression sur les meilleurs sous-ensembles : classification agronomique

L'équation de régression retenue est surlignée en jaune.

Réponse : Classification

					P 2 N t 5 M M o N P s K s M C C r a g r i c l e s d e c l a s s e s a g r o n o m i q u e s															
Vars	R carré	R carré (ajust)	Cp de Mallows	S	p H	V N	S .	O .	a 1	e c	H 4	O 5	e c	2 0	M c	e g	a 0	/ O	a N	p p
1	71.7	70.4	55.8	0.74892							X									
1	50.8	48.6	111.7	0.98744																X
2	81.4	79.7	31.7	0.62098							X	X								
2	79.0	77.0	38.3	0.66069							X	X								
3	86.8	84.8	19.4	0.53664							X		X							X
3	85.3	83.1	23.3	0.56574				X	X	X										
4	89.5	87.3	14.2	0.49119							X		X		X					X
4	89.3	87.0	14.8	0.49639							X				X		X			X
5	92.0	89.8	9.5	0.44069							X	X				X	X			X
5	91.1	88.6	12.0	0.46555		X	X			X						X				X
6	94.1	92.0	5.9	0.39069			X		X	X						X	X			X
6	94.0	91.9	6.0	0.39130			X		X						X	X	X			X
7	94.9	92.6	5.8	0.37458			X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
7	94.8	92.5	6.0	0.37754			X		X						X	X	X	X	X	X
8	95.6	93.3	5.7	0.35645			X		X		X				X	X	X	X	X	X
8	95.2	92.6	6.9	0.37471			X		X		X				X	X	X	X	X	X
9	96.1	93.7	6.4	0.34704			X		X		X				X	X	X	X	X	X
9	95.9	93.2	7.0	0.35841		X	X		X		X				X	X	X	X	X	X
10	96.6	94.0	7.1	0.33678			X	X	X		X				X	X	X	X	X	X
10	96.4	93.6	7.7	0.34925				X	X		X	X			X	X	X	X	X	X
11	96.8	93.9	8.5	0.33929		X	X	X	X		X				X	X	X	X	X	X
11	96.7	93.8	8.7	0.34416			X	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X
12	96.9	93.6	10.2	0.34928		X	X	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X
12	96.9	93.5	10.3	0.35029		X	X	X	X		X	X			X	X	X	X	X	X
13	97.0	93.1	12.1	0.36281		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
13	96.9	93.0	12.2	0.36478		X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X
14	97.0	92.4	14.0	0.38083		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
14	97.0	92.3	14.0	0.38145			X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
15	97.0	91.4	16.0	0.40351		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X

Analyse de régression générale : Classification agronomique

Equation de régression

Classification = 0.394991 - 0.0397529 M.S. + 3.05395 Ntotal - 1.28572 P2O5 -
1.21486 K2O + 0.241974 K2Osec + 0.226575 CaO + 1.32437
crit_rap

Coefficients

Terme	Coeff	Coef ErT	T	P
Constante	0.39499	0.340242	1.16091	0.263
M.S.	-0.03975	0.008237	-4.82627	0.000
Ntotal	3.05395	0.469153	6.50949	0.000
P2O5	-1.28572	0.804984	-1.59721	0.130
K2O	-1.21486	0.404700	-3.00188	0.008
K2Osec	0.24197	0.045775	5.28622	0.000
CaO	0.22658	0.068770	3.29467	0.005
crit_rap	1.32437	0.256834	5.15651	0.000

Récapitulatif du modèle

S = 0.374581 R carré = 94.85 % R carré (ajust) = 92.60 %
SomCar-ErrPrév = 7.11573 R carré (prév) = 83.69 %

Analyse de variance

Source	DL	SomCar séq	SomCar ajust	CM ajust	F	P
Régression	7	41.3800	41.3800	5.91143	42.1309	0.000000
M.S.	1	10.8850	3.2683	3.26825	23.2929	0.000186
Ntotal	1	22.1424	5.9455	5.94547	42.3734	0.000007
P2O5	1	0.0202	0.3579	0.35794	2.5511	0.129779
K2O	1	0.3412	1.2644	1.26439	9.0113	0.008446
K2Osec	1	3.4257	3.9209	3.92087	27.9441	0.000074
CaO	1	0.8348	1.5231	1.52306	10.8548	0.004570
crit_rap	1	3.7308	3.7308	3.73082	26.5896	0.000096
Erreur	16	2.2450	2.2450	0.14031		
Total	23	43.6250				

Ajustements et diagnostics pour les observations aberrantes

Aucune observation aberrante

Analyse de régression générale : Classification agronomique avec ¾ des données.

Equation de régression

Class3/4 = 0.497395 - 0.0436002 M.S._1 + 3.4418 Ntotal_1 - 2.1656
P2O5_1 - 1.16255 K2O_1 + 0.240774 K2Osec_1 + 0.320715
CaO_1 + 1.26126 crit_rap_1

Coefficients

Terme	Coeff	Coef ErT	T	P
-------	-------	----------	---	---

– Chapitre 5. Réalisation d'un organigramme décisionnel pour la détermination des classes de
matières organiques –

Constante	0.49740	0.323323	1.53838	0.158
M.S._1	-0.04360	0.008618	-5.05918	0.001
Ntotal_1	3.44180	0.678535	5.07240	0.001
P2O5_1	-2.16560	0.987436	-2.19316	0.056
K2O_1	-1.16255	0.493058	-2.35783	0.043
K2Osec_1	0.24077	0.049177	4.89609	0.001
CaO_1	0.32071	0.074905	4.28163	0.002
crit_rap_1	1.26126	0.249268	5.05985	0.001

Récapitulatif du modèle

S = 0.318323 R carré = 97.48 % R carré (ajust) = 95.53 %
SomCar-ErrPrév = 3.54979 R carré (prév) = 90.20 %

Analyse de variance

Source	DL	SomCar séq	SomCar ajust	CM ajust	F	P
Régression	7	35.3233	35.3233	5.04619	49.7997	0.0000018
M.S._1	1	6.3822	2.5936	2.59357	25.5953	0.0006818
Ntotal_1	1	21.7204	2.6071	2.60714	25.7293	0.0006697
P2O5_1	1	0.4774	0.4874	0.48739	4.8099	0.0559616
K2O_1	1	0.0022	0.5633	0.56333	5.5594	0.0427532
K2Osec_1	1	2.9223	2.4290	2.42905	23.9717	0.0008522
CaO_1	1	1.2245	1.8576	1.85761	18.3323	0.0020451
crit_rap_1	1	2.5943	2.5943	2.59425	25.6021	0.0006812
Erreur	9	0.9120	0.9120	0.10133		
Total	16	36.2353				

Ajustements et diagnostics pour les observations aberrantes

Aucune observation aberrante

CHAPITRE 6.
RÉDACTION DES FICHES TECHNIQUES RELATIVES AUX
CONDITIONS D'UTILISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES
(COMPOSTS, DIGESTATS ET AUTRES)

1. INTRODUCTION

Les fiches techniques permettent de synthétiser les informations acquises lors des livrables précédents. Une fiche a été rédigée par matière. Les producteurs de matières (composts, digestats, boues, etc.) peuvent utiliser ce modèle pour décrire leurs produits et leurs lots de manière plus précise. Le destinataire de ces fiches est l'utilisateur final des matières (agriculteur, horticulteur, etc.).

2. LES FICHES RÉDIGÉES

Les fiches qui ont été rédigées, se trouvant en annexe, concernent :

- les digestats ;
- les boues de stations d'épuration des eaux urbaines ;
- les composts non agricoles ;
- les boues industrielles amendantes basiques ;
- les boues industrielles amendantes et fertilisantes.
- une fiche modèle réalisée pour les différents producteurs et les différents lots.

3. CONTENU DES FICHES

Chaque fiche contient la définition, l'origine et le processus d'obtention du produit dans le premier paragraphe. L'encadré « essentiel à retenir » donne les caractéristiques majeures du produit d'un point de vue agronomique, législatif et environnemental. D'un point de vue agronomique, le groupe de matières à laquelle appartient la matière considérée a été précisé (groupe A, B, C, D, E ou F). Les contenus en éléments majeurs et les paramètres permettant d'approcher la vitesse d'action des matières y sont aussi précisés. L'aspect législatif spécifie à quel type de norme A, B1, B2 la matière est soumise en termes de concentrations en ETM et CTO. L'obligation ou non de traçabilité parcellaire y est spécifiée. Enfin, les caractéristiques environnementales résument les facteurs de risques et leurs importances. Les pertes par volatilisation de l'azote ou d'eutrophisation par les pertes en phosphore par érosion peuvent être signalées.

Les caractéristiques agronomiques sont définies notamment par le rapport entre l'azote ammoniacal et l'azote total ($\text{NH}_4^+/\text{N}_{\text{tot}}$) et le rapport C/N. Le potentiel humigène est la quantité d'humus qu'un apport raisonnable de matière organique (20 tonnes de matière brute) peut apporter au sol. Ce calcul est basé soit sur des données de l'ISMO collectées dans la littérature.

Le pouvoir fertilisant est caractérisé par les quantités d'éléments majeurs apportés par l'application de 20 tonnes de matières brutes. Si la valeur neutralisante est l'intérêt majeur de la matière, la dose est fonction de ce paramètre. Cette rubrique permet de donner un ordre de grandeur sur les quantités d'éléments fertilisants pour un épandage normal.

Si disponible, il faut spécifier la proportion d'azote disponible. Les données proviennent soit de données collectées dans la littérature. Le coefficient d'équivalence de l'azote est une manière simplifiée de comparaison de l'azote organique avec l'azote minéral lors de l'année de l'épandage est le coefficient d'efficacité. Par exemple, une efficacité de 30 % signifie que l'application de 100

kg d'azote organique (=azote total apporté par la matière organique) équivaut en terme de rendement en matière sèche à une application de 30 kg d'azote minéral.

La rubrique « critères d'innocuité du produit » met en évidence sous forme d'un graphique les rapports des concentrations en ETM et CTO sur la norme spécifiée dans le certificat d'utilisation. Les quantités de contaminants apportées (g/ha) sont spécifiées pour l'épandage dit normal. Il permet donc la comptabilisation des flux d'ETM apportés aux champs. Le délai recommandé avant utilisation du sol (pâturage ou récolte) est à spécifier si l'information est disponible.

Le dernier point concerne les périodes d'épandage. En fonction des cultures, il convient de spécifier si possible les périodes optimales, non optimales, sous condition ou interdit. Les cultures ont été sélectionnées selon leur importance au niveau de la surface agricole utile wallonne.

4. ANNEXES

4.1. Annexe 1 : les digestats

Fiche n°1 : digestats

Digestats

Définition – Origine – Processus

Le digestat est la matière organique sortant du processus de biométhanisation. La biométhanisation est la digestion anaérobie de matières organiques fermentescibles produisant du méthane. Ce processus est générateur d'électricité et de chaleur «verte». Les matières organiques entrantes, les procédés de méthanisation et de post-méthanisation sont des paramètres agissant sur la qualité des digestats. Les matières entrantes sont notamment des engrais de ferme, des cultures à fort pouvoir méthanogène, des déchets et co-produits issus de l'industrie agroalimentaire, etc.

L'essentiel à retenir

Agronomie

Appartient au groupe C de la classification (lisiers porcs, de bovins et digestats). Matière liquide à action rapide, riche en nutriments notamment en azote. Son contenu ammoniacal est important. Il peut se substituer aux engrais minéraux.

A épandre quand le prélèvement en azote est important.

Aspects législatifs

Demande de certificats d'utilisation et traçabilité parcellaire requise.

Environnement

Pertes d'azote par volatilisaison de l'ammoniac. Nécessité de bien considérer les conditions d'épandage (éviter les conditions venteuses et chaudes) et le matériel à utiliser (épandeurs à patins, pendillards recommandés).

Les digestats doivent respecter la norme B1 en ce qui concerne les contaminants.

Concentrations faibles en ETM. Surveiller les teneurs en hydrocarbures et PCB's.

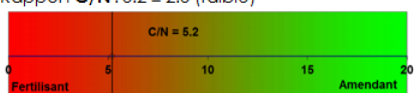
Caractéristiques agronomiques

Demander systématiquement les analyses complètes du produit à épandre. D'importantes variations de teneurs sont observées.

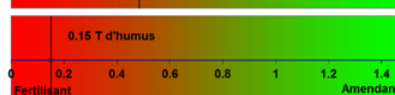
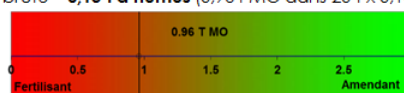
Pouvoir amendant

Rapport $\text{NH}_4^+/\text{N}_{\text{tot}} = 0.4$ (très élevé)

Rapport $\text{C}/\text{N} : 5.2 \pm 2.5$ (faible)



Potentiel humigène estimé pour 20 t de matière brute = **0,15 t d'humus** (0,96 t MO dans 20 t x 0,16)



Fiche n°1 : digestats

Le caractère amendant du produit est renforcé lors de la séparation de phase (phase solide) ou le séchage du digestat. Dans les sols déficitaires en matière organique, il convient d'alterner son épandage avec des matières au caractère amendant plus marqué comme les fumiers et composts.

Pouvoir Fertilisant

20 t/ha de digestat brut apportent en moyenne :

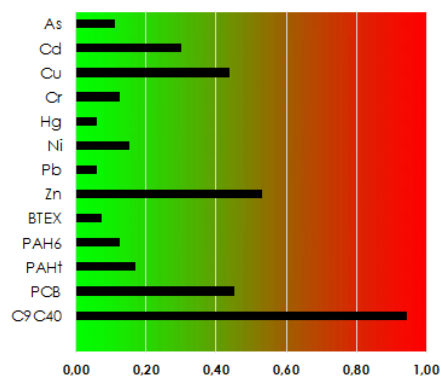
	Azote total	N-NH ₄	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
Apport total en kg/ha	125	50	43	64	13	55

Coefficient d'équivalence de l'azote : 0,4 – 0,6

Le facteur limitant la dose est l'azote. L'apport est assez équilibré en termes d'azote, de phosphore et de potassium. Il faut respecter la limite de 115 kg d'azote organique/ha sur les cultures et 230 kg d'azote organique/ha sur les prairies.

Critères d'innocuité du produit

Rapport entre les concentrations moyennes sur la norme B1



Apports de 20 t de digestat brut		
Flux en g/ha		Rapport avec NORME NFU 44-051
As	0.85	0.31%
Cd	0.68	1.52%
Cr	19	1.05%
Cu	66	2.22%
Hg	0.09	0.31%
Ni	12	1.30%
Pb	9	0.33%
Zn	322	5.40%
PCB	0.1	8.60%

Au niveau des ETM, les concentrations et les flux sont relativement faibles. Ils convient d'analyser les composés traces organiques où les valeurs analysées en 2010 ne sont pas négligeables. Dans les unités de biométhanisation où des déchets ménagers issus du tri sélectif entrent dans le processus, il est nécessaire de contrôler les quantités d'impuretés et les résidus plastiques.

Fiche n°1 : digestats

Périodes d'épandage

Le comportement du digestat dans le sol est similaire à celui d'un lisier. Les digestats ont une action rapide, il est donc préférable de l'épandre quand les besoins des cultures sont importants. Il faut fractionner la dose et l'adapter en fonction du prélèvement des cultures. En prairie de fauche, il est souvent épandu deux fois avant la première coupe. Ensuite, il est appliqué avec des doses limitées dégressives entre les coupes. Pour les parcelles à proximité de l'exploitation, de l'eau peut être ajoutée comme adjuvant au digestat. Cela diminue la volatilisation de l'azote et améliore l'infiltration du produit.

Type de culture	Prairies	Céréales d'hiver	Céréales de printemps	Maïs ensilage	Betteraves sucrières
Janvier					
Février					
Mars	Reprise Végétation				
Avril				Sur semis	
Mai					
Juin	Après 1 ^{re} coupe			6 – 8 feuilles	
Juillet					
Août					Avec Cipan
Septembre					
Octobre					
Novembre					
Décembre					

Légende	
	Période optimale
	non optimal mais envisageable
	à éviter mais pas interdit
	Interdit
	à concurrence de max 80 kg Norg/ha si les conditions le permettent

4.2. Annexe 2 : les boues de stations d'épuration des eaux urbaines

Fiche n°2 : boues de stations d'épuration des eaux urbaines

Boues de stations d'épuration des eaux urbaines

Définition – Origine – Processus

Ces boues sont les matières organiques résultantes du processus d'épuration d'eaux usées domestiques. Afin de pouvoir être épandues, elles subissent divers traitements afin de diminuer leurs charges en pathogènes et en contaminants. Elles sont souvent partiellement séchées et chaulées. Elles peuvent être compostées ou subir une digestion anaérobie.

L'essentiel à retenir

Agronomie

Appartient au groupe A de la classification (boues urbaines et industrielles). Ces boues ont une valeur agronomique réelle en N et P. La teneur en matière sèche est de $\pm 34\%$ et les boues peuvent être épandues avec un épandeur à fumier si possible avec table d'épandage. Le contenu en potassium est faible. L'apport en calcium et magnésium est important. La vitesse de minéralisation est jugée intermédiaire et dépend notamment des traitements.

Aspect législatif

Se référer à l'arrêté du Gouvernement wallon du 12/01/95 relatif aux boues et à la directive européenne 86/278/CEE. Induit notamment la traçabilité parcellaire, analyse de sol ($\text{pH} > 6$), plan d'épandage par un agronome, délais épandage-récolte, limite des doses...

Environnement

Riche en phosphore, pertes possibles par érosion et ruissellement.

Il faut respecter la norme B2 pour les éléments traces métalliques (ETM) et composés traces organiques (CTO).

Concentrations élevées en ETM sauf Cr et Ni. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et aliphatiques sont également présents en fortes concentrations.

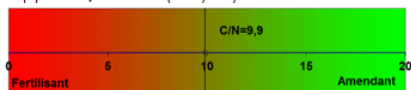
A épandre préférentiellement à des fréquences supérieures ou égales à 3 ans, sur des sols peu riches en ETM et ayant un pouvoir de rétention en éléments importants (argileux et riche en MO).

Caractéristiques agronomiques

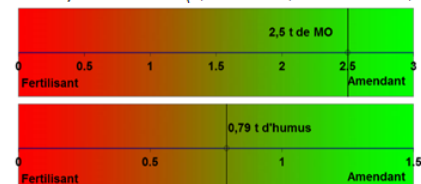
Demander systématiquement les analyses complètes du produit à épandre. D'importantes variations de teneurs sont observées.

Pouvoir amendant

Rapport $\text{N-NH}_4^+/\text{N}_{\text{tot}} = 0.015$ (très faible)
Rapport $\text{C/N} : \pm 9.9$ (moyen)



Potentiel humigène estimé pour **20 t** de produit brut : **0,79 t d'humus** (2,5 t de MO / 20 tonnes x 0,32)



Fiche n°2 : boues de stations d'épuration des eaux urbaines

Le caractère amendant du produit est moyen. En France, l'ISMO (indice de stabilité de la matière organique) des boues varient autour des 55 %. L'entretien du statut acido-basique du sol est assuré par l'épandage de boues chaulées. Les boues compostées sont de meilleurs amendants (ISMO autour de 75 %). L'arrière effet des boues est souvent assez important. Environ 20 % de l'azote organique initial se minéralise lors de la seconde année.

Pouvoir Fertilisant

20 t/ha de produit brut apportent en moyenne :

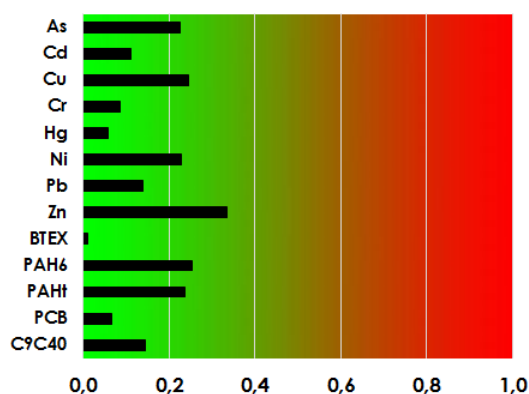
	Azote total	N-NH ₄ ⁺	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
Apport total en kg/ha	176	8	139	20	84	1173

Coefficients d'équivalence de l'azote fort variables, 0,1 – 0,25 pour les composts de boues, boues digérées et entre 0,3 et 0,5 pour les autres.

Le facteur limitant la dose est le phosphore, l'apport n'est pas équilibré. Le potassium est présent en faible concentration.

Critères d'innocuité du produit

Rapports des concentrations moyennes sur la norme B2



Dose pour 230 kgNorg		
Flux moyen en g/ha		Rapport avec la norme proposée en %
As	41.1	16.5
Cd	10.1	54.1
Cr	1335.6	106.9
Cu	381.7	30.5
Hg	5.2	41.6
Ni	206.2	33.0
Pb	628.6	50.3
Zn	6056.7	121.1
PCB	0.3	16.3

La norme B2 permet des concentrations maximales plus importantes, la probabilité de dépassement de ces normes est très faible. En comparaison avec d'autres matières (engrais de ferme, composts,...), les boues urbaines présentent des concentrations plus importantes. Au niveau des flux, ils sont bien inférieurs aux normes. Les hydrocarbures polycycliques sont à surveiller.

Fiche n°2 : boues de stations d'épuration des eaux urbaines

Périodes d'épandage

Le comportement des boues de stations d'épuration des eaux urbaines dans le sol varie selon la vitesse de minéralisation de la matière organique.

Type de culture	Pré de fauche	Prairie pâturée	Céréales d'hiver	Céréales de printemps	Maïs ensilage	Betteraves sucrières	Colza
Janvier							
Février							
Mars							
Avril							
Mai							
Juin							
Juillet							
Août							
Septembre							
Octobre							
Novembre							
Décembre							

Légende	
	Période optimale
	non optimal mais envisageable
	à éviter mais pas interdit
	Interdit
	à concurrence de max 80 kg Norg/ha si les conditions le permettent

4.3. Annexe 3 : les composts non agricoles

Fiche n°3 : composts non agricoles

Composts non agricoles

Définition – Origine – Processus

Les composts non-agricoles peuvent être produits à partir de matières organiques d'origine diverses. Le procédé comprend un broyage et un mélange. Le compostage dure de 1 à 2 mois. Il peut être fait en casier avec aération forcée et suivi de la température par sondes ou simplement en andains et retournements réguliers pour garantir une bonne aération des matières organiques.

Le processus de compostage comprend une phase thermophile qui permet de diminuer la charge en pathogènes et de détruire les graines des adventices. Différents champignons (actinomycètes) participent à ce processus d'hygiénisation par la libération de composés antibiotiques.

L'essentiel à retenir

Agronomie

Les composts non agricoles appartiennent au groupe E (composts et fumiers de bovins).

Matière amendante solide contenant beaucoup de matières organiques, moins riches en nutriments notamment en azote. Peuvent contribuer à l'amélioration des propriétés et du fonctionnement du sol. La vitesse de minéralisation est jugée lente. Risques de faim d'azote les premières semaines suivant l'apport. Un délai de 2 mois minimum avant mise en culture ou un apport d'azote adapté après épandage sont recommandés. A épandre préférentiellement avec une table d'épandage (faible quantité).

Aspect législatif

Demande de certificats d'utilisation et traçabilité parcellaire requise.

Environnement

Les composts doivent respecter la norme B1 pour les éléments traces métalliques et les composés traces organiques.

Concentrations élevées en ETM mais relativement faible en composés traces organiques. Les flux de contaminants sont assez conséquents bien que tout à fait conformes aux normes.

A épandre préférentiellement à des fréquences supérieures ou égales à 2 ans.

Caractéristiques agronomiques

Demander systématiquement les analyses complètes du produit à épandre. D'importantes variations de teneurs sont observées.

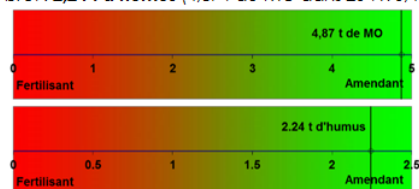
Pouvoir amendant

Rapport $\text{NH}_4^+/\text{N}_{\text{total}} = 0.02$ (très faible)

Rapport C/N : ± 14.8 (élevé)



Potentiel humigène estimé pour 20 t de produit brut : **2,24 t d'humus** (4,87 t de MO dans 20 t x 0,46)



Fiche n°3 : composts non agricoles

Le caractère amendant du produit est très marqué. En France, l'ISMO (indice de stabilité de la matière organique) des composts varie autour des 80 %. Les composts de déchets verts sont reconnus pour avoir une stabilité calculée supérieure notamment à cause de l'importance des fibres végétales. L'entretien du statut acido-basique du sol n'est pas négligeable. Les composts apportent des quantités intéressantes de bases (calcium et magnésium) qui peuvent compenser les pertes par lixiviation et par les exportations.

Pouvoir Fertilisant

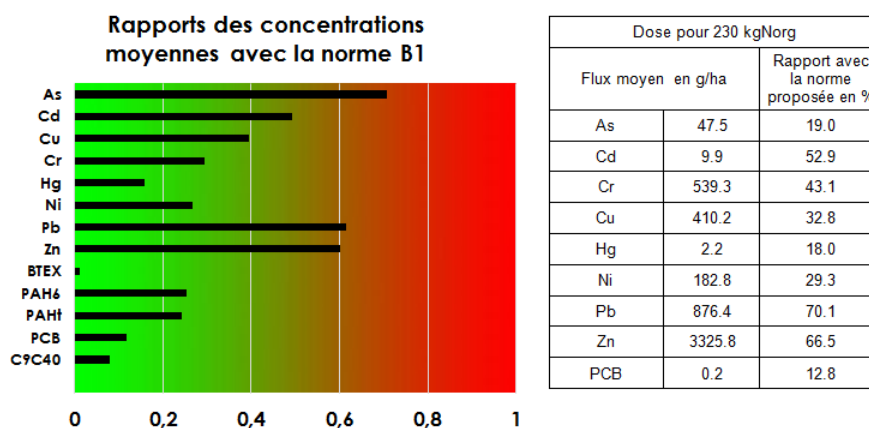
20 t/ha de produit brut apportent en moyenne :

	Azote total	N-NH ₄ ⁺	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
Apport total en kg/ha	188	4	80	140	83	415

Coefficients d'équivalence de l'azote fort variables, en général faibles : 0.05 – 0.15.

Le facteur limitant la dose est l'azote, l'apport en élément total est assez équilibré mais peu d'azote est disponible la première année. Pour tirer profit de ce produit, il doit être épandu plusieurs années afin de profiter de l'effet cumulatif des arrières effets.

Critères d'innocuité du produit



Au niveau des flux et des rapports contaminants/éléments majeurs apportés, les composts se trouvent parmi les matières les plus risquées derrière les boues de stations d'épuration des eaux urbaines. Le mercure, le nickel et les BTEX ne posent pas problème. Le compostage permet de décomposer certaines molécules organiques indésirables. La maturité du produit, la présence d'impuretés, l'éventuelle phytotoxicité sont également à surveiller.

4.4. Annexe 4 : les boues industrielles amendantes basiques

Fiche n°4 : boues industrielles amendantes basiques

Boues industrielles amendantes basiques

Définition – Origine – Processus

Les boues issues des processus de fabrication du papier, d'origine minière et de potabilisation de l'eau possèdent des caractéristiques communes. Ces produits ont des valeurs neutralisantes importantes permettant de corriger le statut acido-basique du sol et de compenser les pertes en calcium et en magnésium.

L'essentiel à retenir

Agronomie

Appartient au groupe C (boues industrielles minières, de potabilisation et de papeterie). Matière amendante semi-solide contenant une quantité moyenne de matières organiques. Très peu de nutriments N, P et K. Les boues de papeterie apportent du Ca et Mg, les autres essentiellement du Ca. La vitesse de minéralisation est jugée lente. Risques de faim d'azote les premières semaines suivant l'apport. Un délai de 2 mois minimum avant la mise en culture ou un apport d'azote adapté après épandage sont recommandés. A épandre préférentiellement avec une table d'épandage (faible quantité).

Aspect législatif

Demande de certificats d'utilisation et de traçabilité parcellaire requise.

Environnement

Ces boues doivent respecter la norme B1 en ce qui concerne les éléments traces métalliques et les composés traces organiques.

Les flux et les concentrations dans les matières sont faibles.

A épandre préférentiellement à des fréquences supérieures ou égales à 2 ans.

Caractéristiques agronomiques

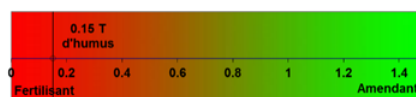
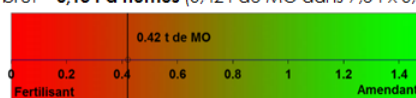
Demander systématiquement des analyses complètes du produit à épandre. D'importantes variations de teneurs sont observées.

Pouvoir amendant

Rapport $\text{NH}_4^+/\text{N}_{\text{total}}$ = 0.03 (très faible)
Rapport C/N : ± 41.8 (très élevé)



Potentiel humigène estimé pour 7,5 t de produit brut = 0,15 t d'humus (0,42 t de MO dans 7,5 t x 0,35)



Fiche n°4 : boues industrielles amendantes basiques

Le caractère amendant marqué. En France, l'ISMO (indice de stabilité de la matière organique) de ces boues varie autour des 60 %. Les faibles doses apportées ne contribuent pas à augmenter significativement les stocks de carbone dans les sols.

L'entretien du statut acido-basique du sol est la principale fonction de ces apports.

Les boues minières ne contiennent que très peu d'eau (79 % de MS contre 47 % de MS pour les deux autres boues industrielles basiques) et sont donc épandues avec des doses plus faibles.

Pouvoir Fertilisant

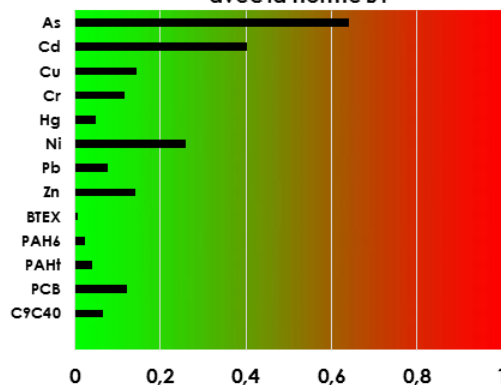
7,5 t/ha de boues industrielles amendantes basiques brute apportent en moyenne :

	Azote total	N-NH ₄ ⁺	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
Apport total en kg/ha	10	0,3	9,6	1,7	104	1704

Le pouvoir fertilisant est jugé faible. Un apport de 7,5 t/ha de boues papetières apporte 244 unités de magnésium. Ces boues sont apportées après récolte ou durant le printemps.

Critères d'innocuité du produit

Rapports des concentrations moyennes avec la norme B1



2000 VN apportent		
Flux en g/ha		Rapport avec NORME NFU 44-051
As	14	5.2%
Cd	2.6	5.8%
Cr	50	2.8%
Cu	63	2.1%
Hg	0.2	0.7%
Ni	56	6.2%
Pb	34	1.3%
Zn	248	4.1%
PCB	0.08	6.7%

Ces boues industrielles présentent des concentrations et des flux de contaminants faibles.

4.5. Annexe 5 : les boues industrielles amendantes et fertilisantes

Fiche n°5 : boues industrielles amendantes et fertilisantes

Boues industrielles amendantes et fertilisantes

Définition – Origine – Processus

Ces boues sont des matières organiques sous forme liquide et pâteuse résultant de divers processus industriels. Le milieu brassicole, l'agroalimentaire et les abattoirs sont les producteurs majeurs de boues industrielles. Afin de pouvoir être épandues, elles doivent répondre à des critères d'innocuité plus exigeants que les boues urbaines. Ce groupe de matières est relativement hétérogène.

L'essentiel à retenir

Agronomie

Appartient au groupe A (boues urbaines et industrielles).

Ces boues ont une valeur agronomique réelle en N et P. La teneur en matière sèche est parfois faible, ce qui induit des coûts d'épandage importants.

Le contenu en potassium est faible. La vitesse de minéralisation est jugée moyenne voire rapide.

Environnement

Riche en phosphore, pertes possibles par érosion, ruissellement.

Eléments traces métallique et composés traces organiques : Les boues industrielles doivent respecter la norme B1.

Concentrations faibles en ETM sauf pour les boues de boisson.

Aspect législatif

Se référer à l'arrêté du Gouvernement wallon 12/01/95 relatif aux boues et à la directive européenne 86/278/CEE. Induit notamment : traçabilité parcellaire, analyse de sol (pH>6), plan d'épandage par un agronome, délais épandage-récolte, limite des doses.

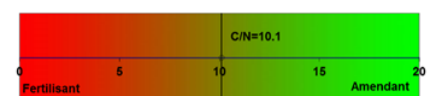
Caractéristiques agronomiques

Demander systématiquement les analyses complètes du produit à épandre. D'importantes variations de teneurs sont observées.

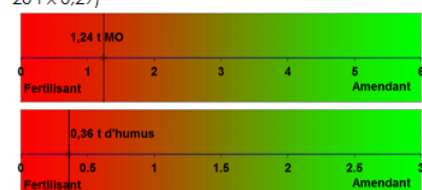
Pouvoir amendant (estimation) :

Rapport $\text{NH}_4^+/\text{N}_{\text{tot}} = 0,11$ (moyen)

Rapport C/N : compris entre 6 et 14 (moyen)



Potentiel humigène estimé pour 20 t de produit brut = **0,12 – 0,55 t d'humus** (0,4 – 1,9 t de MO dans 20 t x 0,29)



– Chapitre 6. Rédaction des fiches techniques relatives aux conditions d'utilisation des matières organiques (composts, digestats et autres) –

Fiche n°5 : boues industrielles amendantes et fertilisantes

Le caractère amendant du produit est moyen et varie fortement entre type de boues. En France, l'ISMO (indice de stabilité de la matière organique) des boues se trouve aux environs de 50 %.

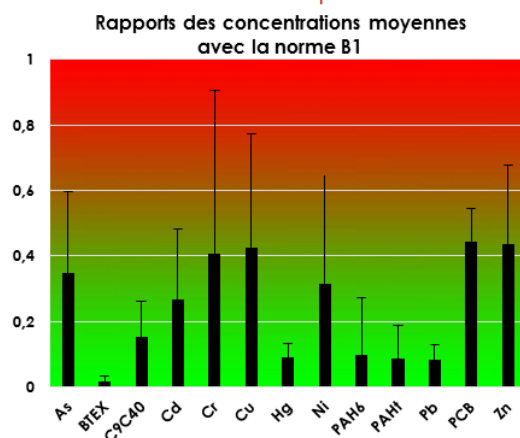
Pouvoir Fertilisant

20 t/ha de produit brut apportent en moyenne :

Apport total en kg/ha	MO	Azote total	N-NH ₄ ⁺	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
BI Boisson	372	20	0.8	8	1	4	75
BI Alimentaire	1235	25	5.9	41	21	20	1013
BI Tannerie	1092	68	12.7	17	4	5	195
BI Pommes de terre	893	69	7.3	101	361	27	628
BI Brasserie	1096	91	7.2	64	8	27	1109
BI Sucre	1533	100	9.1	124	32	112	1371
BI Laiteries	1860	129	3.5	157	7	512	975
BI Abattoirs	1884	140	15.5	100	16	15	55

Coefficients d'équivalence de l'azote : fort variables, à évaluer dans le futur, estimé entre 0,3 et 0,5.
Le facteur limitant la dose est souvent le phosphore. Les boues du secteur de la pomme de terre sont très riches en potassium. Les deux premières boues sont à des teneurs en eau très importantes. La plupart des boues apportent du calcium et du magnésium à l'exception des boues d'abattoirs et de tanneries.

Critères d'innocuité du produit



Dose pour 230 kg Norg		
Flux moyen en g/ha		Rapport avec la norme proposée en %
As	11.0	4.4
Cd	2.5	13.1
Cr	243.6	19.5
Cu	258.4	20.7
Hg	0.5	4.1
Ni	98.8	15.8
Pb	51.9	4.2
Zn	1120.7	22.4
PCB	0.4	22.1

Les boues industrielles sont souvent de bonnes qualités. Les boues du secteur de la boisson (Spontin S.A.) sont une exception à cette règle, elles présentaient de fortes teneurs en chrome, nickel, cuivre et PCB's pour une valeur agronomique faible.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Des recommandations générales d'utilisations des matières organiques sur ou dans les sols présente une certaine complexité liée aux utilisations qui peuvent être faites de ces matières organiques et plus particulièrement de leurs teneurs en éléments nutritifs et contaminants divers. Cette variabilité pousse à recommander la réalisation d'analyses régulières des matières avant l'épandage.

Les éléments nutritifs contenus par les matières organiques peuvent avoir des comportements variables dans les sols en fonction de la nature des molécules qui contiennent ces éléments. Des analyses des contenus en éléments totaux ne suffisent pas toujours à déterminer le comportement de la matière dans les sols. Cet aspect peut être approché par la réalisation d'analyses plus poussées.

Les risques représentés par les contaminants se trouvant dans les matières organiques vont eux aussi varier en fonction de la forme de l'élément contaminant et du milieu récepteur de la matière. Les formes plus mobiles et accumulables représentent généralement des risques plus importants pour l'environnement.

Le projet UTILMO a permis de réaliser un état des lieux de l'utilisation des diverses matières organiques épandues sur les sols en Wallonie. Les matières organiques pour lesquelles nous disposons de résultats d'analyses ont fait l'objet de classements statistiques afin d'identifier les groupes de matières semblables au niveau de leur composition (éléments nutritifs et contaminants). Des organigrammes décisionnels ont ensuite été proposés afin de pouvoir classer une matière nouvellement analysée et d'évaluer l'impact plus ou moins important de celle-ci sur l'environnement. De plus, une série de fiches reprennent les points importants à considérer pour l'utilisation des matières sur ou dans les sols.

Etant donné la variabilité des matières organiques et dans le but de réaliser une caractérisation complète ciblée, dix matières ont été échantillonnées pour analyse. Le traitement des données d'analyse a permis de mettre en évidence des relations intéressantes entre les paramètres (minéralisation de l'azote et les rapports C/N et $N-NH_4^+/N_{total}$ en particulier).

Finalement, les critères et les niveaux de suivi des matières organiques exogènes actuellement employés en Wallonie ont été critiqués. L'utilisation de critères supplémentaires/complémentaires ont été proposés dans le but d'amener des éléments de réflexion dans les discussions relatives à l'actualisation des niveaux de suivi des matières en Wallonie.