SERVICE PUBLIC DE WALLONIE – DGARNE

- SUBVENTION CARBIOSOL -

« Carbone organique, biomasse et activité microbienne des sols :

vers un indicateur de la qualité des sols en Wallonie »

RAPPORT FINAL

CAROLINE CHARTIN[1], INKEN KRUGER[2], ANTOINE STEVENS[1], BAS VAN WESEMAEL[1], & MONIQUE CARNOL[2]

JANVIER 2015

1 TECLIM – Earth & Life Institue - ELIC, Université de Louvain, Place Louis Pasteur 3, 1348 Louvain-la-Neuve

2 Laboratoire d'écologie végétale et microbienne, Botanique B22, Université de Liège, Boulevard du Rectorat 27, 4000 Liège

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION 8
1.1. Contexte général 8
1.2. Indicateurs biologiques 8
1.3. Objectifs du projet 11
2. MATERIELS ET METHODES 12
2.1. Analyses du Carbone Organique et de la Densité apparente des Sols 12
2.1.1. Les réseaux de mesure existants et données associées 12
2.1.2. Stratégies d'échantillonnage 13
2.1.3. Méthodes de prélèvement et Analyses Carbone 14
2.1.4. Calculs des stocks de carbone organique 16
2.1.5. Approches cartographiques 16
2.1.6. Approche prospective à l'étude des fractions de Carbone Organique en Wallonie 23
2.2. Analyses des indicateurs clés de la qualité biologique des sols 25
2.2.1. Acquisition de valeurs de base pour les indicateurs biologiques 25
2.2.2. Recherche bibliographique 27
2.2.3. Calcul d'un score compréhensif 28
3. RESULTATS ET DISCUSSION 29
3.1. Suivi de la qualité des sols wallons : analyses du carbone organique et de la densité apparente des sols 29
3.1.1. Optimisation du réseau de suivi de la qualité des sols CARBOSOL 29
3.1.2. Variabilités spatiales du carbone organique et de la densité apparente des sols 36
3.1.3. Prospectives à l'étude des fractions organiques du sol en Wallonie 59
3.1.4. Gammes de valeurs des stocks de COS des sols agricoles par Régions Agricoles : de AardeWerk (1949-1965) à CARBOSOL (2005-2014) 62
3.2. Les indicateurs biologiques de la qualité des sols 68
3.2.1. Gammes de valeurs des indicateurs biologiques en Région Limoneuse et Ardenne 68
3.2.2. Lien avec le pH du sol 70
3.2.3. Comparaison aux valeurs bibliographiques 71
3.2.4. Score compréhensif 74
3.3. Relations entre carbone organique et indicateurs biologiques 75
3.3.1. Méta-analyse 75
3.3.2. Variabilité en Wallonie 76
4. Conclusions et perspectives 77
5. Personalia 79
6. Communications et conférences 79

7. Références bibliographiques 80
8. Annexes 84

LISTE DES FIGURES

- ✓ Figure 1 : localisation des points d'échantillonnage des réseaux CARBOSOL et IPRFW, ainsi que des points échantillonnés durant le projet CARBIOSOL, superposée à la carte simplifiée d'occupation des sols.
- ✓ Figure 2 : localisation des points du réseau CARBOSOL, issus de l'unité paysagère de cultures en Région Limoneuse et de l'unité paysagère de prairies en Ardenne, ré-échantillonnés durant la convention CARBIOSOL, superposée à la carte simplifiée d'occupation des sols.
- ✓ Figure 3 : Schéma méthodologique d'échantillonnage des sols valable pour le réseau CARBOSOL et son complément CARBIOSOL.
- ✓ Figure 4 : Modèle Numérique d'Altitude - MNA (A) et carte de pente dérivée (B).
- ✓ Figure 5 : Cartes dérivées du MNA : (A) eastness (deviation par rapport à l'Est) et (B) northness (deviation par rapport à l'Est).
- ✓ Figure 6 : Cartes des teneurs (%) en a) argiles et limons fins, b) argiles, c) limons, et d) sables, obtenues par regression kriging. (coordonnées à échelle métrique)
- ✓ Figure 7 : Cartes (A) des précipitations moyennes annuelles et (B) des températures moyennes journalières. (coordonnées à échelle métrique)
- ✓ Figure 8: Carte d'apport de carbone organique aux sols par applications d'effluents d'élevage, calculé par communes à partir des données de recensements agricoles (INS). (coordonnées à échelle métrique)
- ✓ Figure 9: Schéma du fractionnement physique effectué sur les échantillons de sol du site de longs Tours (figure issue de Trigalet *et al.*, 2014).
- ✓ Figure 10: Détection des problèmes de correction des données de COS dans la base de données AardeWerk (Figures tirées de Stevens *et al.*, 2015.) : (A) variabilité spatiale du COS (g C kg^{-1}) en zone limoneuse, Localisation des points (en rouge) à corriger (traités par « LA »), et (C) relations entre SOC et fraction fine des sols avant et après correction des données de SOC.
- ✓ Figure 11: Relation entre COS dans les horizons de surface (<30 cm) et la CEC dans la base de données AardeWerk, avant et après correction du biais mis en évidence (intervenant « LA »).
- ✓ Figure 12: Evolution des stocks de carbone organique (t C ha^{-1}) entre 1955, 2005 et 2013 dans (A) les sols de l'unité de cultures en Région Limoneuse (horizon de labour), et dans (B) les sols de de l'unité de prairies en Ardennes (0-30cm).
- ✓ Figure 13: Evolution des apports de carbone organique par les cultures (t C ha^{-1} an^{-1}) en Région Limoneuse depuis 1955.
- ✓ Figure 14: Histogramme cumulé des valeurs observées de COS (g C kg^{-1}) pour les occupations de sols cultures, prairies et forêts, d'après la base de données CARBOSOL (2005 - 2014) et IPRFW (depuis 1999).
- ✓ Figure 15: Box-Plot des teneurs en COS pour les cultures et prairies (CARBOSOL 2005-2014), et la base pour les forêts (IPRFW depuis 1999), en fonction des Regions Agricoles : (1) Region Sablo-limoneuse, (2) Region Limoneuse, (4) Condroz, (5) Herbagère Liège, (6) Herbagère Fagnes, (7) Famenne, (8) Ardenne, (9) Région Jurassique et (10) Haute Ardenne.
- ✓ Figure 16: Cartes de localisation des valeurs observées en COS (g C kg^{-1}) (d'après les bases de données : CARBOSOL 2005- 2014 et IPRFW depuis 1999) sous cultures, prairies et forêts.
- ✓ Figure 17: Relations entre COS (g C kg^{-1}) et les coordonnées géographiques, les données climatiques, l'apport de carbone par fumures et le facteur C dans les sols sous cultures.
- ✓ Figure 18: Relations entre COS (g C kg^{-1}) et teneurs en argiles, et argiles et limons fins, pour les sols sous cultures, prairies et forêts.
- ✓ Figure 19: Relations entre COS (g C kg^{-1}) et les coordonnées géographiques, les données climatiques, l'apport de carbone par fumures et le facteur C dans les sols sous prairies.
- ✓ Figure 20: Relations entre COS (g C kg^{-1}) et les coordonnées géographiques, les données climatiques dans les sols sous forêts.
- ✓ Figure 21: Diagrammes des valeurs prédites face aux valeurs observées de COS (g C kg^{-1}) dans les jeux de calibration et de prédiction relatifs aux (A) cultures, (B) prairies et (C) forêts.
- ✓ Figure 22: Cartes de (A) prédiction, et (B) erreur standard associée, du COS pour les sols sous cultures en Wallonie.
- ✓ Figure 23: Cartes de (A) prédiction, et (B) erreur standard associée, du COS pour les sols sous prairies en Wallonie.
- ✓ Figure 24: Cartes de (A) prédiction, et (B) erreur standard associée, du COS pour les sols sous Forêts en Wallonie.

- ✓ Figure 25: Cartes de (A) prédiction, et (B) erreur standard associée, du COS pour les sols sous cultures, prairies et forêts en Wallonie.
- ✓ Figure 26: Histogrammes des valeurs prédites et cartographiées de COS (g C kg^{-1}) pour les cultures, prairies et forêts.
- ✓ Figure 27: Carte des DA prédites par fonctions de pédo-transfert (projet EPHESIA) et localisation des points d'observation (réseau CARBOSOL).
- ✓ Figure 28 : Relations entre données de DA prédites par fonctions de pédo-transfert (projet EPHESIA) et données observées (réseau CARBOSOL).
- ✓ Figure 29: Histogramme cumulé des valeurs observées de Densité Apparente (DA ; g cm^{-3}) pour les occupations de sols cultures et prairies, d'après la base de données CARBOSOL (2005 – 2014).
- ✓ Figure 30: Box-Plot des mesures de Densité Apparente (g cm^{-3}) dans CARBOSOL (2005-2014), pour les cultures et prairies, en fonction des Regions Agricoles : (1) Region Sablo-limoneuse, (2) Region Limoneuse, (4) Condroz, (5) Herbagère Liège, (6) Herbagère Fagnes, (7) Famenne, (8) Ardenne, (9) Région Jurassique et (10) Haute Ardenne.
- ✓ Figure 31: Relations entre DA (g cm^{-3}) et COS (g C kg^{-1}) dans les sols sous cultures et prairies.
- ✓ Figure 32: Cartes de localisation des valeurs observées de DA (g cm^{-3}) (d'après les bases de données : CARBOSOL, CARBIOSOL) sous cultures et prairies.
- ✓ Figure 33: Diagrammes des valeurs prédites face aux valeurs observées de DA (g cm^{-3}) dans les jeux de calibration et de prédiction relatifs aux cultures et prairies.
- ✓ Figure 34: Cartes de (A) prédiction, et (B) erreur standard associée, de DA pour les sols sous cultures et prairies en Wallonie.
- ✓ Figure 35: Histogrammes des valeurs cartographiées de DA (g cm^{-3}) pour les cultures et prairies en Wallonie.
- ✓ Figure 36: Carte de DA (g cm^{-3}), non validée, pour les sols forestiers calculées à partir de la fonction de pédo-transfert de hollis *et al.* (2004).
- ✓ Figure 37: Teneurs en COS (g C kg^{-1}) dans les échantillons bulk et dans les fractions labiles et stables mesurées pour les trois traitements étudiés (RE, FYM et RR) et pour deux dates (1970 et 2012) sur le site de Longs Tours (Figure issue de Trigalet *et al.*, 2014).
- ✓ Figure 38: Histogramme cumulé des valeurs calculées théoriques du potentiel de saturation en carbone organique stable des sols (Csatdef ; g C kg^{-1}) pour les occupations de sols cultures et prairies, d'après la base de données CARBOSOL (2005-2014).
- ✓ Figure 39: Box-Plot des mesures de Csatdef (g C kg^{-1}) dans la basea de données CARBOSOL (2005-2014), pour les cultures et prairies, en fonction des Regions Agricoles : (1) Region Sablo-limoneuse, (2) Region Limoneuse, (4) Condroz, (5) Herbagère Liège, (6) Herbagère Fagnes, (7) Famenne, (8) Ardenne, (9) Région Jurassique et (10) Haute Ardenne.
- ✓ Figure 40: Carte des valeurs « théoriques » de Csatdef (g C kg^{-1}) des sols en Wallonie, produite à partir des cartes de COS et de teneurs en argiles et limons fins (valeurs à prendre avec précaution).
- ✓ Figure 41: Distribution des valeurs de stocks de COS pour les sols sous cultures (horizon de labour) et sous prairies (0-30 cm) pour les périodes (A) 1949-1965 (AardeWerk) et (B) 2005-2014 (CARBOSOL) en Wallonie, et (C) distribution des différences de stocks entre ces périodes, calculées sur base d'une masse équivalente (celle mesurée lors de la campagne 2005-2014).
- ✓ Figure 42: Box-Plot des stocks en COS par régions agricoles pour les sols sous cultures (horizon de labour) et sous prairies (0-30cm) pour les périodes (A) 1949-1965 (AardeWerk) et (B) 2005-2014 (CARBOSOL), et (C) des différences de stocks entre ces périodes, calculées sur base d'une masse équivalente (celle mesurée lors de la campagne 2005-2014. Régions agricoles : (1) Region Sablo-limoneuse, (2) Region Limoneuse, (4) Condroz, (5) Herbagère Liège, (6) Herbagère Fagnes, (7) Famenne, (8) Ardenne, (9) Région Jurassique et (10) Haute Ardenne.
- ✓ Figure 43: Relations entre indicateurs biologiques et pH (H_2O) pour les sols sous prairies en Ardenne (carrés, continu) et les sols sous prairies en Région Limoneuse (points, pointillé).
- ✓ Figure 44: Relation entre score compréhensif et teneur du sol en carbone organique pour les sols sous prairies en Ardenne et les sols sous cultures en Région Limoneuse.
- ✓ Figure 45 : Ellipses de Confiance (95%) pour sols sous prairies en Ardenne (continu rouge), les sols sous cultures en Région Limoneuse (pointillé bleu clair), valeurs issues de la littérature pour les sols sous prairies (continu rouge fonce) et valeurs issues de la littérature pour les sols sous cultures (pointille bleu fonce).
- ✓ Figure A1: Teneurs en carbone organique obtenues par méthode Walkley & Black et corrigées selon le facteur de correction spécifique à (a) la classe texturale A (silt-loam ; cF=1.41), et (b) la classe texturale G (stony-loam ; cF=1.30).

- ✓ Figure A2: Teneurs en carbone organique corrigées des bases de données (A) CARBOSOL (méthode Walkley & Black) et (B) IPRFW (méthode Springer-Klee) confrontées aux teneurs des mêmes échantillons mesurées par combustion sèche.
- ✓ Figure A3 : Relations entre données observées de COS (g C kg^{-1}) et co-variables morphométriques pour les sols sous cultures.
- ✓ Figure A4: Relations entre données observées de COS (g C kg^{-1}) et co-variables morphométriques pour les sols sous prairies.
- ✓ Figure A5: Relations entre données observées de COS (g C kg^{-1}) et co-variables morphométriques pour les forêts.
- ✓ Figure A6: Semi-variogrammes (A) des données de COS sous cultures, prairies et forêts, et (B) des données de COS sous cultures après correction de la tendance*.
- ✓ Figure A7: Relations entre données observées de DA (g cm^{-3})et coordonnées géographiques, COS, données climatiques, apport de carbone par fumures et le facteur C pour les sols sous cultures.
- ✓ Figure A8: Relations entre données observées de DA (g cm^{-3}) et coordonnées géographiques, COS, données climatiques, apport de carbone par fumures et le facteur C pour les sols sous prairies.
- ✓ Figure A9: Relations entre données observées de DA (g cm^{-3}) et co-variables morphométriques pour les cultures.
- ✓ Figure A10: Relations entre données observées de DA (g cm^{-3}) et co-variables morphométriques pour les prairies.
- ✓ Figure A11: Relations entre données de DA (g cm^{-3}) et classes texturales.

LISTE DES TABLEAUX

- ✓ Tableau 1: Moyennes et comparaisons des stocks de carbone organique des sols des 15 unités paysagères du projet CARBOSOL (2005) avant et après correction du biais observé dans la base de données AardeWerk (1955).
- ✓ Tableau 2: Valeurs moyennes des changements de stocks de carbone organique des sols (t C ha^{-1}) dans l'horizon de labour pour l'unité de cultures en Région Limoneuse et dans la profondeur 0-30 cm pour les prairies en Ardenne, entre 1955 (AardeWerk) et 2005 (CARBOSOL).
- ✓ Tableau 3: Statistiques descriptives du COS (g C kg^{-1}) dans les cultures par Région agricoles (2005-2014).
- ✓ Tableau 4: Statistiques descriptives du COS (g C kg^{-1}) dans les prairies par Région agricoles (2005-2014).
- ✓ Tableau 5: Statistiques descriptives du COS (g C kg^{-1}) dans les forêts par Région agricoles (1999-2012).
- ✓ Tableaux 6-7: Résumé des paramètres du GAM ajusté pour la modélisation duCOS dans les sols sous cultures (à gauche) et prairies (à droite).
- ✓ Tableau 8: Résumé des paramètres du GAM ajusté pour la modélisation du COS dans les sols sous forets.
- ✓ Tableau 9: Statistiques descriptives de DA (g cm^{-3}) des sols sous cultures par Région agricoles.
- ✓ Tableau 10: Statistiques descriptives de DA (g cm^{-3}) des sols sous prairies par Région agricoles.
- ✓ Tableau 11: Résumé des paramètres du GAM ajusté pour la modélisation de la DA dans les sols sous cultures et prairies.
- ✓ Tableau 12: Statistiques de Csatdef (g C kg^{-1}) pour les sols sous cultures par Région agricoles (2005-2014).
- ✓ Tableau 13: Statistiques de Csatdef (g C kg^{-1}) pour les sols sous prairies par Région agricoles (2005-2014).
- ✓ Tableau 14: Statistiques descriptives des stocks de COS dans les sols cultivés (horizon de labour) pour les périodes 1949 – 1965 (AardeWerk) et 2005 - 2014 (CARBOSOL), et des différences de stocks de COS entre ces deux périodes, par régions agricoles.
- ✓ Tableau 15 : Statistiques descriptives des stocks de COS dans les sols de prairies (0 – 30 cm) pour les périodes 1949 – 1965 (AardeWerk) et 2005 - 2014 (CARBOSOL), et des différences de stocks de COS entre ces deux périodes, par régions agricoles.
- ✓ Tableau 16: Valeurs minimales, maximales, moyennes et médianes des indicateurs biologiques issus de la littérature pour les sols sous prairies et les sols sous cultures en zone tempérée.
- ✓ Tableau 17: Valeurs minimales, maximales, moyennes et médianes des indicateurs biologiques mesurés dans pour les sols sous prairies en Ardenne et les sols sous cultures en Région limoneuse.
- ✓ Tableau A1: Statistiques descriptives des valeurs de facteur de conversion cF entre teneurs en carbone organique mesurées par la méthode Walkley & Black (COS_{WB}) et teneurs en carbone organique totale mesurées par combustion sèche (COS_{CS}) pour deux classes de texture (silt-loam et stony-loam).
- ✓ Tableau A1b : Statistiques des stocks de SOC pour l'unité de culture en Région Limoneuse et de prairies en Ardenne pour 1955, 2005 et 2013. (correction des teneurs en SOC intégrée).
- ✓ Tableau A2 : Respiration basale en mg C-CO_2 kg^{-1} sol sec h^{-1}.
- ✓ Tableau A3 : Azote microbien en mg N kg^{-1} sol sec.
- ✓ Tableau A4 : Carbone microbien en mg C kg^{-1} sol sec.
- ✓ Tableau A5 : Vers de terre en ind. m^{-2}.
- ✓ Tableau A6 : Minéralisation d'azote en mg N g^{-1} sol sec d^{-1}.
- ✓ Tableau A7 : Diversité fonctionnelle en %.

1. INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE GENERAL

Le sol est une ressource naturelle essentielle assurant de nombreuses fonctions : fournisseur de matières premières, support des productions agricoles alimentaires, producteur de biomasse, lieu de biodiversité, filtre et réservoir d'eau, stockage de carbone. Suite à une prise de conscience des processus de dégradation de la qualité des sols dus aux activités humaines, la surveillance de la qualité du sol est devenue une des priorités de la recherche, donnant lieu ainsi à la mise en place de réseaux de surveillance de la qualité de sols dans de nombreux pays comme la France et les Pays-Bas (Breure, 2006 ; Jolivet *et al.* 2006). En Wallonie, un réseau de suivi de la qualité des sols agricoles a été initié depuis 2005 (réseau CARBOSOL - Goidts, 2009), ainsi que pour les sols forestiers depuis 1999 (IPRFW – Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie).

La qualité d'un sol peut être évaluée grâce à l'étude de divers paramètres physiques, chimiques ou biologiques. Le carbone organique des sols (COS) est reconnu comme ayant la plus grande influence sur leur qualité, et est le plus étudié de par son importance comme puits dans le cycle global du carbone. Cependant, l'étude du COS à l'échelle régionale et de son évolution dans le temps peut s'avérer difficile de par sa forte variabilité spatiale et sa lente dynamique. La mise en place en 2005 d'un réseau de suivi de la qualité des sols, adapté selon une stratification raisonnée en unités paysagères de l'aire d'étude (réseau CARBOSOL couvrant 63% de la surface agricole utile – SAU), a permis la détection de changement des stocks de COS à une échelle pluri-décennale et de mettre en évidence l'importance de la gestion des cultures et des prairies sur cette évolution. Les résultats de cette précédente étude ont également permis d'estimer que la détection de futurs changements des stocks de COS ne pourrait être établie qu'après une période d'environ 10 ans, en considérant qu'aucun changement d'occupation de sols n'ai lieu durant cette période (Goidts et al ., 2009). Huit ans après le début de la mise en place du réseau CARBOSOL, cette nouvelle subvention (projet de 18 mois au total) pose la question, pour l'optimisation de l'utilisation du réseau, d'un investissement soit dans le temps (ré-échantillonnage du réseau original), soit dans l'espace (amélioration de la couverture spatiale du réseau).

Par ailleurs, les indicateurs biologiques sont plus sensibles aux perturbations et influences humaines et naturelles que le COS. Ce sont des organismes, ou des processus réglés par des organismes, qui servent comme indices précoces des modifications de l'environnement. Ils fournissent des informations quantitatives sur la capacité du sol à fonctionner comme système vivant. Différents indicateurs biologiques, comme la respiration basale ou la minéralisation nette de l'azote, intègrent différents facteurs influençant la qualité du sol comme la qualité du substrat ou l'adaptation des micro-organismes à leur habitat.

1.2. INDICATEURS BIOLOGIQUES

L'utilisation des indicateurs biologiques de la qualité des sols dans les réseaux de surveillance du sol est relativement récente. Bien que la commission européenne ait demandé à développer la recherche du compartiment biologique du sol, il n'existe pas encore de critères et de méthodologies standardisées pour caractériser les fonctions du sol. Ainsi, chaque pays européen met en œuvre des mesures différentes pour décrire et caractériser la pédofaune et la communauté microbienne ainsi que les processus qu'elle régule. Les différents paramètres publiés dans la littérature scientifique et utilisés dans des réseaux de surveillance européens ont été évalués par Malchair *et al.* (2010) dans la convention « Appréciation des indicateurs biologiques comme outils d'évaluation de la qualité des sols » pour leur pertinence et leur applicabilité en Wallonie. Six indicateurs biologiques et deux

coefficients éco-physiologiques ont été sélectionnés pour un réseau de surveillance de la qualité biologique du sol en Wallonie.

Vers de terre

Les lombricidés sont un sous-ordre des annélides, qui regroupe tous les vers de terre. Ils font parties des macro-organismes les plus importants du sol. Les vers de terre sont classés dans trois catégories en raison de leurs habitats : les épigés (qui agissent en surface), les anéciques (qui creusent des profondes galeries) et les endogés (qui ont des galeries verticales et vivent en surface et en profondeur).

Les vers de terre sont utilisés comme indicateurs de la qualité du sol car ils jouent un rôle favorable à la structuration du sol et ils contribuent à la biodiversité du sol en créant des habitats (rôle d'« ingénieur des écosystèmes »). De plus, ils sont sensibles à différentes perturbations du sol comme la compaction, la dégradation ou la pollution du sol. Une grande abondance de vers de terre est favorable pour la qualité des sols tempérés où les vers de terre sont indigènes.

Minéralisation de l'azote

La minéralisation de l'azote est la transformation de l'azote sous forme organique en azote minéral (NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-). Ce processus est important pour le bon fonctionnement du sol car les plantes ne peuvent pas accéder à l'azote organique, qui représente la majorité du stock d'azote du sol. L'azote est minéralisé pendant la décomposition de la matière organique par les micro-organismes du sol (Jarvis *et al.* 1996).

La minéralisation de l'azote peut être mesurée comme minéralisation nette de l'azote et comme minéralisation brute de l'azote. La minéralisation brute représente la quantité totale d'azote organique transformée en azote inorganique sans considérer la quantité d'azote assimilée par les micro-organismes (immobilisation). La minéralisation nette de l'azote représente la minéralisation brute moins l'immobilisation d'azote, et est ainsi un indice de la disponibilité de l'azote pour les organismes et du risque de lessivage du nitrate.

La minéralisation de l'azote est sensible à la température et à l'humidité du sol. Elle dépend également de la communauté microbienne, dont elle constitue une mesure de l'activité. Sur terre arable, une minéralisation de l''azote élevée peut par contre indiquer un risque de lessivage du nitrate. Cela concerne les périodes pendant lesquelles les sols sous cultures ne sont pas couverts de végétation. Néanmoins, une valeur élevée est généralement favorable.

Biomasse microbienne

La biomasse microbienne est la quantité des êtres vivants dans le sol à l'exception des racines et des macro-organismes (Jenkinson and Ladd, 1981). Elle est surtout constituée de bactéries et de champignons, mais il y a également des protozoaires et des algues. La biomasse microbienne est mesurée en carbone microbien, auquel s'ajoute la mesure de l'azote microbien. Une biomasse élevée dans le sol peut indiquer des conditions de sol favorables pour la croissance et le métabolisme des micro-organismes. Comme la biomasse microbienne est principalement hétérotrophe, la taille de la communauté microbienne dépend entre autres de la quantité et de la qualité des substrats organiques.

Habituellement, la biomasse microbienne représente moins de 5% de la matière organique totale du sol (Dalal, 1998). Des pourcentages de 2.5% sont considérés comme normaux dans la zone tempérée (Anderson and Weigel, 2003). Comme la biomasse microbienne réagit plus rapidement à des changements environnementaux que la teneur en carbone total, des changements du taux de carbone microbien peuvent refléter un changement du taux de carbone organique total en cours, mais qui ne serait pas encore détectable (Ulrich *et al.* 2010).

La biomasse microbienne a des fonctions diverses dans le sol : elle peut servir comme une source ou un puits de nutriments. Elle participe à la transformation du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre. La biomasse microbienne joue également un rôle actif dans la dégradation des composants organiques xénobiotiques et dans l'immobilisation des métaux lourds dans le sol. Finalement, la biomasse microbienne participe à la formation des agrégats du sol.

La biomasse microbienne dépend de divers facteurs comme la température, l'humidité du sol, les concentrations de carbone et d'azote, le pH et le type de sol (Wardle, 1992). Les effets de la gestion du sol sur cet indicateur peuvent être variés (Gil-Sotres *et al.* 2005).

Diversité fonctionnelle

La diversité fonctionnelle décrit la diversité de fonctions de la communauté microbienne. Elle est considérée comme plus importante pour la stabilité de l'écosystème à long terme que la diversité taxonomique (Pankhurst *et al.* 1996). Dans cette étude, nous mesurons la diversité métabolique. Une méthode de profilage physiologique au niveau de la communauté microbienne (Community level physiological profiling – CLPP) est utilisée. Elle consiste à quantifier le nombre de substrats carbonés que les bactéries du sol peuvent décomposer. Une diversité fonctionnelle élevée est vue comme favorable : une communauté microbienne diverse s'adapte plus facilement aux changements environnementaux.

La respiration basale

La respiration basale correspond à la respiration du sol induite par la décomposition de la matière organique par les micro-organismes (Creamer *et al.* 2014), et contribuant pour environ 70% de la respiration totale du sol (Gisi, 1990). Elle permet donc de mesurer l'activité des micro-organismes et la vitesse de décomposition de la matière organique. Pendant la décomposition de la matière organique, les composants organiques sont transformés en composants inorganiques qui peuvent être assimilés par les plantes. La respiration basale peut donc être vue comme une mesure de l'activité du sol et de sa capacité à supporter la croissance des plantes. La respiration basale est souvent mesurée en terme de production de CO_2

La respiration basale dépend de facteurs divers qui incluent la température, l'humidité du sol, l'aération et, la quantité et qualité du substrat. Un autre facteur est le pH, qui régule l'alimentation avec des nutriments et la disponibilité d'éléments toxiques (Al, Mn, par exemple), ainsi que le rapport C/N de la matière organique. Des facteurs anthropiques, comme la gestion des résidus ou la fertilisation, peuvent stimuler la respiration basale.

La respiration basale donne des informations sur (1) l'activité de la communauté microbienne, (2) la transformation de composantes organiques en composantes inorganiques disponibles pour les plantes, (3) le renouvellement de la matière organique du sol, et (4) les émissions potentielles de CO_2 du sol.

Un sol actif qui a la capacité de supporter la croissance des plantes est favorable. Pour cette raison, une respiration basale peut être interprétée comme positive. Un renouvellement de matière

organique rapide peut par contre être critique sous certaines conditions. Si les pertes de carbone sont supérieures à la quantité de carbone ajouté au sol, les stocks de carbone organique diminuent.

Le quotient métabolique

Le quotient métabolique est le rapport entre la respiration basale et le carbone microbien. Le quotient métabolique est basé sur le théorème d'Odum (Odum, 1969, Insam et Haselwandter, 1989) qui dit que le rapport entre la respiration basale et le carbone microbien diminue pendant la succession écologique, après une perturbation ou pendant le développement d'un sol (Wardle et Ghani, 1995). Le quotient métabolique indique l'énergie nécessaire à l'entretien d'une cellule (Anderson et Domsch, 1985). Les valeurs dépendent de la communauté microbienne ainsi que des substrats disponibles. Des valeurs élevées peuvent indiquer que la communauté microbienne est stressée ou alors qu'un substrat facilement décomposable est disponible (Sparling *et al.*, 1997).

Le quotient microbien

Le quotient microbien est le rapport entre le carbone microbien et le carbone organique. C'est un indice de la disponibilité de carbone. Il est généralement admis que la biomasse microbienne réagit plus rapidement à des perturbations que la teneur en carbone organique du sol (Sparling *et al.*, 1997, Pankhurst *et al.* 1997). Par conséquent, un quotient microbien élevé est considéré comme plus favorable à un quotient microbien moins élevé.

1.3. OBJECTIFS DU PROJET

- Optimiser l'utilisation d'un réseau de suivi de la qualité des sols agricoles en Wallonie, huit années après sa mise en place (réseau CARBOSOL)
- Etablir une nouvelle cartographie des teneurs en carbone organique du sol (COS), et de densité apparente (DA), pour l'ensemble des zones agricoles et forestières en Wallonie
- Mettre à jour les valeurs de stocks de COS pour les zones agricoles et selon les régions agricoles
- Effectuer une approche prospective à l'étude des fractions de COS
- Relever une première base de données de valeurs pour les indicateurs biologiques sélectionnés
- Identifier les gammes de valeurs pour les indicateurs biologiques pour deux régions en Wallonie
- Mettre en contexte les gammes de valeurs wallonnes avec des valeurs issues d'une recherche bibliographique
- Confronter les indicateurs biologiques avec le carbone organique
- Fournir des fiches d'informations pour les indicateurs biologiques

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. ANALYSES DU CARBONE ORGANIQUE ET DE LA DENSITE APPARENTE DES SOLS

2.1.1. LES RESEAUX DE MESURE EXISTANTS ET DONNEES ASSOCIEES

CARBOSOL

Créé en 2005, CARBOSOL est un réseau de suivi de la qualité des sols sous cultures et prairies en Wallonie. Il se base sur l'analyse de l'évolution des teneurs en carbone organique du sol de 434 localisations du plan d'échantillonnage AardeWerk (1949-1965) à l'origine de la Carte des Sols. En tant que réseau dédié au suivi de la qualité des sols, CARBOSOL est précisément géoréférencé (réseau permanent), et peut ainsi donner lieu à des ré-échantillonnages précis dans l'espace, afin d'optimiser la détection des évolutions temporelles des stocks de COS (Goidts & van Wesemael, 2007). Les points de ce réseau ont été sélectionnés aléatoirement au sein de 15 unités paysagères de la Région Wallonne, homogènes en termes de nature de sol (texture et drainage), d'occupation de sol (cultures ou prairies), et de gestion de sols et de climat (représentés par la région agricole). Les 15 unités paysagères échantillonnées couvrent environ 63 % de la surface agricole utile (SAU) de la Wallonie (Fig. 1). Outre l'analyse du COS en surface (0-30cm), le réseau CARBOSOL analyse également la teneur en éléments grossiers (EG ; > 2mm) et la densité apparente (DA) du sol afin d'établir un bilan régional du stockage de carbone. Se basant sur le réseau AardeWerk, chaque profil de CARBOSOL possède donc déjà une description des principaux paramètres du sol, qui varient relativement peu dans le temps, comme la granulométrie, la classe de drainage, la Capacité d'Echange Cationique (CEC), le pH, et le contenu en hydroxides de fer.

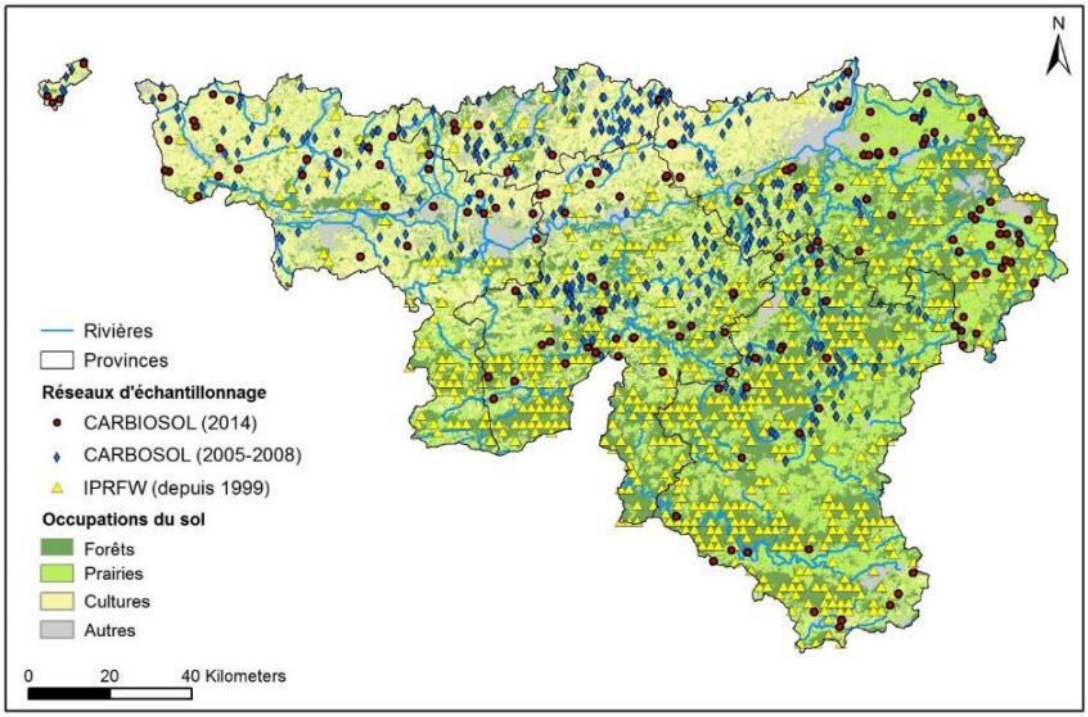


FIGURE 1 : LOCALISATION DES POINTS D'ECHANTILLONNAGE DES RESEAUX CARBOSOL ET IPRFW, AINSI QUE DES POINTS ECHANTILLONNES DURANT LE PROJET CARBIOSOL, SUPERPOSEE A LA CARTE SIMPLIFIEE D'OCCUPATION DES SOLS.

IPRFW

Les sols forestiers sont soumis à un suivi pédologique géré par l'IPRFW. Ce suivi a déjà permis l'analyse de 671 points échantillonnés depuis 1999 à travers toute la Wallonie, permettant aujourd'hui une couverture robuste des surfaces forestières de Wallonie (Fig. 1). Ces points sont géoréférencés et seront ré-échantillonnés systématiquement tous les 10 ans théoriquement. Les teneurs en COS y sont mesurées dans les horizons humifères (0-20 cm), à partir d'échantillons composites prélevés dans une placette (Colinet *et al.*, 2013). La densité apparente ainsi que la texture et la teneur en éléments grossiers des sols n'y sont pas mesurées, et empêche donc un calcul précis des stocks de COS en milieu forestier.

REQUASUD

Le réseau de mesure REQUASUD créé en 1989 regroupe un réseau de laboratoires agréés délivrant, entre autres, un service d'analyse du sol aux professionnels de l'agriculture. Chaque année, environ 20.000 échantillons de sols agricoles sont analysés à travers toute la Wallonie par le biais de REQUASUD. Ce réseau d'analyse se crée au gré de la demande des professionnels et n'est donc pas permanent, empêchant l'analyse répétée dans le temps et l'espace de points connus. Les teneurs en COS mesurées (mesures dans les horizons superficiels < 30 cm de profondeur) sont ici exploitées sous formes agrégées selon la carte d'association des sols ou les districts agricoles. Etant donné le caractère non permanent du réseau REQUASUD et de la difficulté d'obtenir les informations ponctuelles ou même agrégées (les analyses étant nominatives et soumises à la loi sur le respect de la vie privée), celui-ci n'a pas été intégré dans cette étude, mais ses caractéristiques permettent d'envisager une coordination future des différentes réseaux afin d'optimiser le suivi de la qualité des sols wallons (cf. §6).

2.1.2. Strategies d'echantillonnage

La subvention CARBIOSOL intervenant huit années après la première campagne d'échantillonnage du réseau CARBOSOL, il était important de déterminer où investir en priorité afin d'optimiser l'utilisation du réseau de suivi de la qualité des sols CARBOSOL. Soit nous investissions dans l'aspect temporel en ré-effectuant une analyse des tendances entre 2005 et 2013 pour l'ensemble des points du réseau (434 points), soit nous investissions à améliorer la couverture spatiale du réseau qui couvrait 63% de la SAU. Afin de fixer nos choix, nous avons décidé de vérifier s'il existait des tendances temporelles significatives et importantes d'évolution des stocks de COS entre 2005 et 2013 pour deux des quinze unités paysagères du réseau CARBOSOL. Deux unités paysagères très contrastées ont été ré-échantillonnées, l'une de cultures en Région Limoneuse avec des sols de texture A et un drainage bon à modéré, et l'autre de prairies en Ardenne avec des sols de texture G et un drainage bon à modéré (Fig. 2). Les méthodes de prélèvement de sol, d'analyse du carbone et de la densité apparente, ainsi que les méthodes de calculs des stocks de COS et de comparaison sont décrites dans les sections 2.1.3 et 2.1.4. La significativité statistique des différences observées a été testée et discutée afin de décider de mettre en œuvre le ré-échantillonnage total du réseau ou son complément dans l'espace.

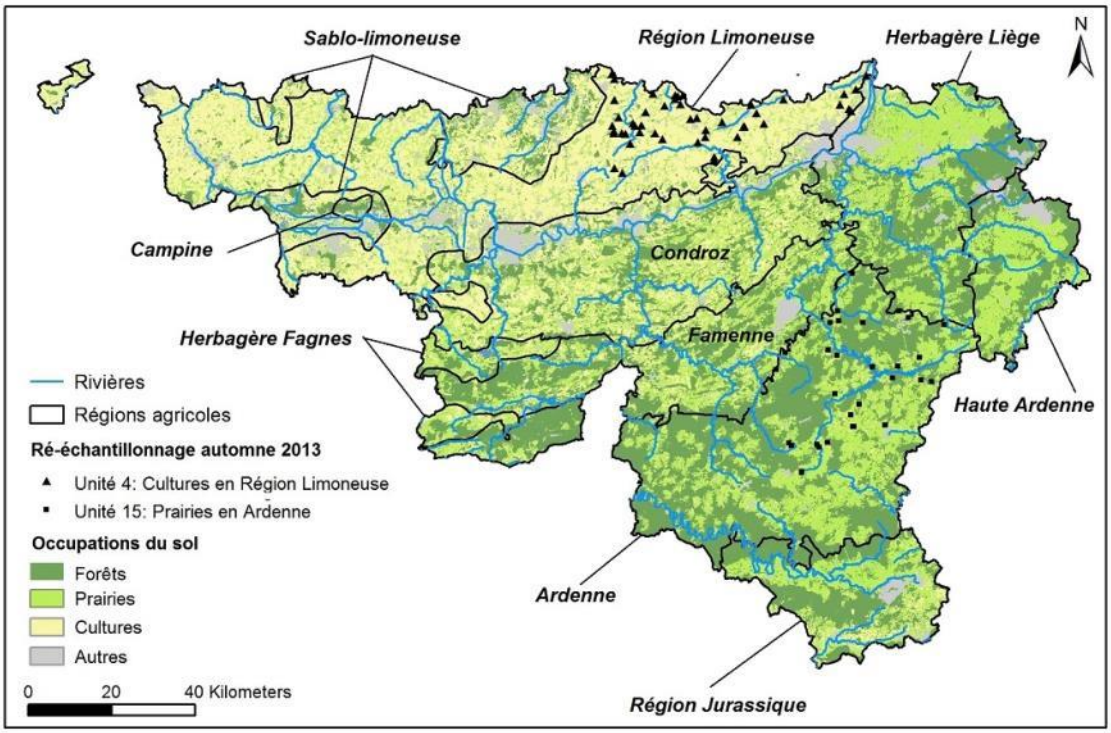


FIGURE 2 : LOCALISATION DES POINTS DU RESEAU CARBOSOL, ISSUS DE L'UNITE PAYSAGERE DE CULTURES EN REGION LIMONEUSE ET DE L'UNITE PAYSAGERE DE PRAIRIES EN ARDENNE, RE-ECHANTILLONNES DURANT LA CONVENTION CARBIOSOL, SUPERPOSEE A LA CARTE SIMPLIFIEE D'OCCUPATION DES SOLS.

2.1.3. METHODES DE PRELEVEMENT ET ANALYSES CARBONE

Prélèvements sur le terrain

La méthode d'échantillonnage est restée la même que celle établie par le projet CARBOSOL entre 2005 et 2008. Vu la forte variabilité spatiale du COS à faible distance, un échantillon dit « composite » (ou échantillon moyen) a été créé directement sur le terrain à partir de cinq sous-échantillons prélevés dans un cercle de 4m de rayon (microsite d'environ 50 m²) centré sur les coordonnées du profil d'intérêt (Fig. 3). Les sous-échantillons ont été prélevés selon une distance croissante régulière par rapport au centre du cercle (tous les 0,8 m), et le long de chaque direction cardinale. Les prélèvements ont été effectués par horizon à l'aide d'une tarière à main jusqu'à une profondeur d'au moins 30cm, à l'exception des cultures où un seul échantillon a été prélevé sur toute la profondeur de l'horizon de labour (Ap) lorsque celui-ci était épais de plus de 25 cm (Fig.3). La profondeur de labour a été déterminée par observation, et est considérée comme constante au niveau de chaque microsite. Des échantillons supplémentaires ont été prélevés sur la profondeur 0-10 cm afin d'analyser les indicateurs biologiques de la qualité du sol (cf. § 2.2). A noter que les points ont été relocalisés précisément grâce aux marqueurs électromagnétiques (Ball Marker, 3M, Austin, TX) qui avaient été placés à 1 m de profondeur lors de la campagne de prospection précédente.

N.B. Lorsque le microsite était caractérisé par une charge caillouteuse trop importante, l'échantillonnage de l'entièreté des 30 premiers cm était bien souvent impossible, ainsi que le prélèvement d'échantillons non perturbés pour la mesure de la densité apparente (nécessaire pour le calcul des stocks de COS). Les caractéristiques du microsite ne permettant alors pas de mesurer les paramètres nécessaires pour cette étude (teneurs en COS des 30 premiers cm de sol et les stocks associés), le microsite était exclu du jeu de points.

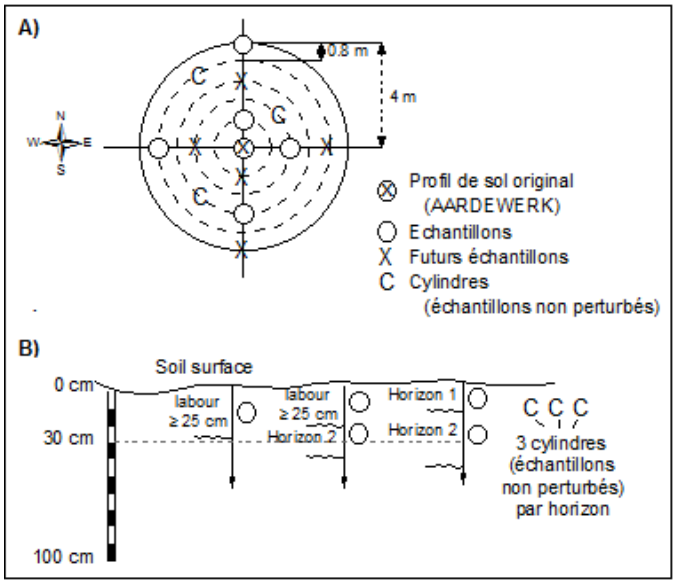


FIGURE 3 : SCHEMA METHODOLOGIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS VALABLE POUR LE RESEAU CARBOSOL ET SON COMPLEMENT CARBIOSOL.

Analyse Carbone

Les échantillons prélevés ont été séchés à l'air libre, délicatement broyés, et tamisés à 2mm, permettant ainsi la détermination de la teneur en éléments grossiers (EG ; Ø >2mm). La présence de carbonates dans les échantillons, et donc de carbone inorganique (CI), a été testée par l'application de HCl (5%). Les échantillons testés positifs ont été ensuite analysés pour déterminer leur teneur en carbone inorganique par calcimétrie avec capteur électronique de pression (Sherrod *et al.*, 2002). La teneur en carbone totale (CT) de tous les échantillons a ensuite été déterminée par analyse élémentaire (VarioMax CN dry combustion Analyzer, Elementar GmbH, Germany). Pour finir, la teneur en carbone organique total (COS) a été déduite ainsi (eq. 1) :

$$COS = CT - CI \qquad (1)$$

Avec : COS la teneur en carbone organique total (g C kg^{-1}), CT la teneur en carbone total (g C kg^{-1}) et CI la teneur en carbone inorganique (g C kg^{-1}).

Les analyses de la teneur en COS des échantillons de sol prélevés entre 2005 et 2008 avaient été effectuées par la méthode classique d'oxydation par dichromate (Walkley et Black, 1934). Nous avons sélectionné 100 échantillons de cette précédente campagne et les avons ré-analysés selon la méthode de combustion à sec afin d'évaluer les potentiels biais engendrés par le changement de méthode d'analyse et de déterminer, si nécessaire, les corrections adéquates. Nous avons fait de même avec 100 échantillons de sols forestiers (IPRFW) analysés selon la méthode SPRINGER-KLEE (Springer & Klee, 1954).

Détermination de la densité apparente

Sur le terrain, trois cylindres de 100 cm^3 de sol non perturbé ont été prélevés dans le milieu de chaque horizon échantillonné (Fig. 3). Le contenu de chaque cylindre a été pesé avant et après son séchage dans une étuve à 105°C pendant 24 à 48h. La densité apparente (DA ; g cm^{-3}) de l'horizon a été calculée comme la moyenne des densités apparentes des contenus des trois cylindres après séchage, soit (eq. 2):

$$DA = \frac{1}{3}\sum_{i=1}^{3} \frac{ms_i}{V_i} \quad (2)$$

Avec ms_i la masse sèche du contenu en sol du cylindre i (g), et V_i le volume du cylindre i (100 cm^{-3}).

2.1.4. Calculs des stocks de carbone organique

Les stocks de carbone (COS_{st} en t C ha^{-1}) ont été calculés selon l'équation 3:

$$COS_{st} = 10 * d * COS * DA * (1 - EG) \quad (3)$$

Avec d la profondeur d'échantillonnage (m), et EG la proportion massique en éléments grossiers (-). Les mesures en EG et de DA ne sont pas, ou pas systématiquement, disponibles pour les prospections faites sur la période 1949-1965 (AardeWerk). De ce fait, pour le calcul des stocks de COS sur cette période, nous avons utilisé les mesures récentes du réseau CARBOSOL en EG pour l'ensemble des points et les mesures de DA pour les points en prairies. Les valeurs de DA utilisées pour le calcul des stocks en cultures proviennent de l'étude de Van Hove (1969).

Afin de détecter des changements de COS entre les différentes années/périodes étudiées, les stocks ont été comparés sur base d'une masse équivalente de sols (Ellert *et al.*, 2002). Cette méthode consiste à calculer, sur base d'une masse fixe de référence (ici la masse au temps t), une profondeur équivalente (p_{eq} en m pour le temps t') pour comparer d'une année/période à l'autre (c'est-à-dire de t à t') le stock de carbone organique pour une même masse de sol, telle que (Eq. 4):

$$p_{eq} = \frac{DA_t * p_t}{DA_{t'}} \quad (4)$$

Avec DA les densités apparentes (en g cm^{-3}) des années/périodes considérées (t et t'), et $p_{t'}$ la profondeur de référence en m (profondeurs de labour pour les cultures et 0.3m pour les prairies) de 2005. Ceci permet de s'affranchir de l'effet des changements de densité apparente du sol liés au travail du sol sur les stocks déterminés sur une profondeur fixe, et à l'effet de dilution que peut entraîner un labour plus profond qui incorporerait une proportion du second horizon avec une teneur en COS moins élevée. Les données de stocks de COS pour une unité paysagère, ou autre sous-groupe, n'étant pas toujours normalement distribuées, des tests statistiques non-paramétriques ont été utilisés pour déterminer si les changements des stocks de carbone entre différentes périodes étaient significatifs (Test de Wilcoxson apparié au niveau de signification p = 0.05).

N.B. : Les stocks n'ont pas été calculés pour les sols forestiers car la base de données de l'IPRFW ne contient pas de valeur observée de DA et EG.

2.1.5. Approches cartographiques

2.1.5.1. Acquisition de co-variables pour l'aide a la cartographie

De nombreux paramètres ont été sélectionnés selon leur influence potentielle sur la teneur en carbone organique. Ainsi des couches de données spatialisées, sous format raster, de même résolution et typologie, ont été préparées. Certaines co-variables, déjà disponibles en format raster, se présentaient sous différentes résolutions variant de 20 à 90 m. Afin de conserver une résolution suffisamment proche de la surface investiguée sur le terrain (cercle de 4m de rayon ; Fig. 3), tout en évitant des temps de calculs trop longs, nous avons ré-échantillonné chaque couche à une résolution de 40 m.

Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et dérivés

Un MNA de résolution 20m (Fig. 4A) fourni par l'Institut National Géographique a permis sous ArcGIS.10 (ESRI, 2011) de calculer différents paramètres morphométriques et hydrologiques: pente (Fig. 4B), exposition, courbures (générale, profilée et plan), indice de position topographique (« TPI » ; Jenness, 2006), longueur de flux amont, cumul de flux amont, le facteur LS utilisé dans la RUSLE (Renard *et al.*, 1991) et le « wetness index » (Phillips, 1990). Ensuite, l'exposition (en degrés) a permis le calcul de deux indices supplémentaires : « northness » et « eastness » correspondant, respectivement, au degré de proximité de l'exposition réelle à l'exposition nord et est (Zar, 1999). Ces indices prennent des valeurs comprises dans l'intervalle [-1 ; 1], selon les équations (54) et (6) :

$$\text{eastness} = \sin(\text{aspect} * \pi / 180) \quad (5)$$

$$\text{northness} = \cos(\text{aspect} * \pi / 180) \quad (6)$$

Les cartes de northness et eastness sont présentées en Figure 5.

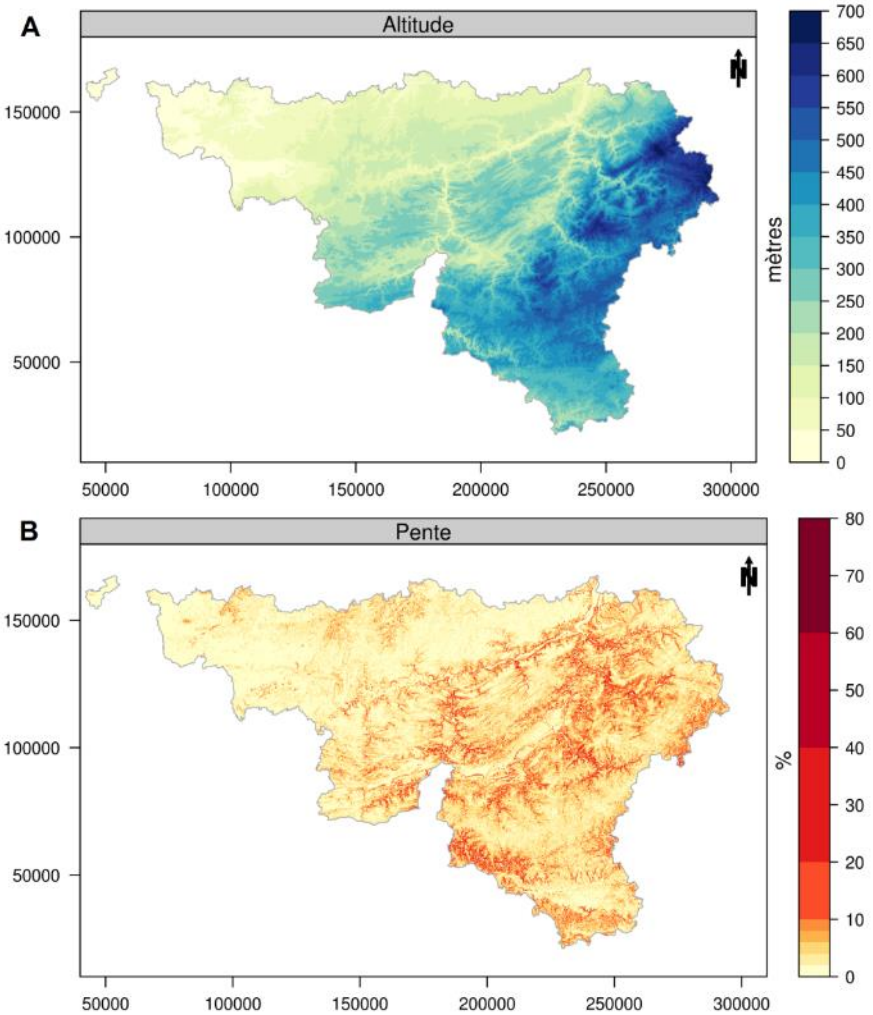


FIGURE 4 : MODELE NUMERIQUE D'ALTITUDE - MNA (A) ET CARTE DE PENTE DERIVEE (B).

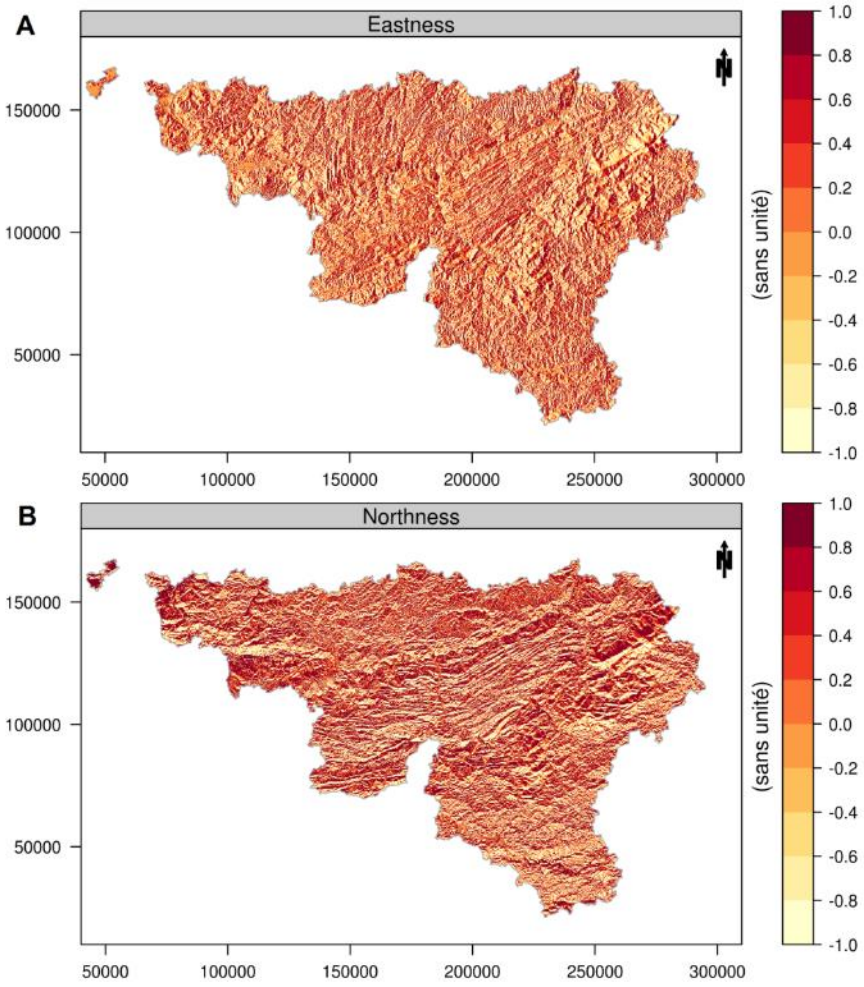


FIGURE 5 : CARTES DERIVEES DU MNA : (A) EASTNESS (DEVIATION PAR RAPPORT A L'EST) ET (B) NORTHNESS (DEVIATION PAR RAPPORT A L'EST).

Paramètres physiques connus des sols

De nombreux paramètres physiques des sols ont déjà été mesurés (base de données AardeWerk), et ont été spatialisés et compilés dans la Carte Numérique des Sols Wallons (CNSW ; http://geoportail.wallonie.be/). Les données de la CNSW sont présentées sous forme de polygones. Tous les polygones correspondant à des sols minéraux ont été sélectionnés et convertis en format raster avec une résolution de 40m. Une carte de classes de drainage a alors été établie (classe 1 : niveaux a, b, c ; classe 2 : niveau d ; classe 3 : niveaux e, f, g, h et i). Quatre cartes de teneurs granulométriques (en argiles < 2 µm ; en limons 2 – 50 µm ; en sables 50 µm – 2mm ; en argiles & limons fins 2 – 20 µm) ont été calculées sur la base de données de granulométrie mesurées au niveau de l'horizon de surface de 6129 profils de la base AardeWerk. Il a été mis en évidence que le carbone organique stable était lié à la fraction granulométrique < 20 µm correspondant aux argiles et limons fins (Hassink, 1997). La teneur en argiles et limons fins a donc été ajoutée aux trois classes granulométriques classiques afin d'évaluer son influence sur la répartition spatiale du COS. Les valeurs médianes des teneurs en argiles, limons, sables, et argiles et limons fins ont été calculées pour chacune des classes de texture suivantes du système de classification belge des sols (Z, S U, P, L, E, A, G; Engels et Legrain, 2007). Ces valeurs médianes ont été assignées aux polygones de la CNSW de classes de texture correspondantes. Les résidus entre les valeurs ponctuelles observées et les

valeurs médianes ont alors été calculés et krigés (méthode du « Regression Kriging » ; Pebesma & Edzer, 2006). Cette méthode de cartographie permet de préciser la variabilité spatiale de ces paramètres granulométriques par rapport à une simple assignation des valeurs moyennes ou médianes aux polygones de textures correspondantes de la CNSW. Les cartes obtenues sont présentées en Figure 6.

Températures et précipitations

Une carte des températures moyennes annuelles (°C) et une carte des précipitations moyennes annuelles (mm) pour la période 2000-2006 ont été produites sur la base de données mesurées dans différentes stations météorologiques belges et des pays alentours : des données météorologiques compilées pour les stations belges (Institut Royal Météorologique), françaises (Météo France), allemandes (Deutscher Wetterdienst ; Meersmans *et al.*, 2011) , et Luxembourgeoises (Observatory for Climate and Environment, Department of Environmental and Agro-Biotechnologies of the Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann ; Stevens *et al.*, 2014). Les cartes de données météorologiques ont été calculées par thin-plate spline regression en s'appuyant sur la co-variable altitude, qui permet d'améliorer, souvent significativement, les prédictions de variables climatiques (Boer *et al.*, 2001). Le MNA ne couvrant pas les pays environnants et la Flandre, nous avons utilisé ici les données d'altitude fournies par le SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) de la NASA (http://srtm. csi. cgiar. org). Les cartes obtenues de températures et de précipitations sont présentées en Figure 7.

Occupation des sols, influence anthropique

Les données d'occupation de sol ont été extraites de la Carte d'Occupation des Sols de Wallonie (COSW ; http://cartopro3.wallonie.be/). Les occupations de sols ont été regroupées en 4 catégories : cultures, prairies permanentes, forêts et autres (Fig. 2). Les données de la COSW étant sous forme de polygones, elles ont été ensuite converties au format raster avec une résolution de 40m. De plus, les apports moyens annuels de carbone organique par fumures (t C ha^{-1} yr^{-1}) ont été calculés selon la méthode proposée par Dendoncker *et al.* (2004) et van Wesemeal *et al.* (2005) sur la base des données de recensements agricoles par communes de 2007 à 2012 fournies par l'INS (http://statbel.fgov.be/fr/statistiques/chiffres/economie/agriculture/). La méthode est décrite en Annexe A. Les résultats de ces calculs ont ensuite étaient appliqués aux polygones des communes correspondantes, puis converties au format raster (40m*40m ; Fig. 8). Pour finir les données du facteur C (utilisé dans la RUSLE), et correspondant globalement au degré de couverture végétale du sol, ont été également intégrées dans le jeu de co-variables. Ces données ont été cartographiées au cours d'une précédente convention financée par la DGARNE, le projet GISER (Maugnard et al ., 2013) afin de cartographier le risque érosif et de ruissellement en Wallonie. Le facteur C a ainsi été déterminé à partir d'observation de terrain pour une vingtaine de rotations culturales sur les années 2006-2007-2008. Nous avons ici complétée cette carte en appliquant aux parcelles ne correspondant à aucune des rotations étudiées la valeur médiane du facteur C de la Région Agricole d'appartenance.

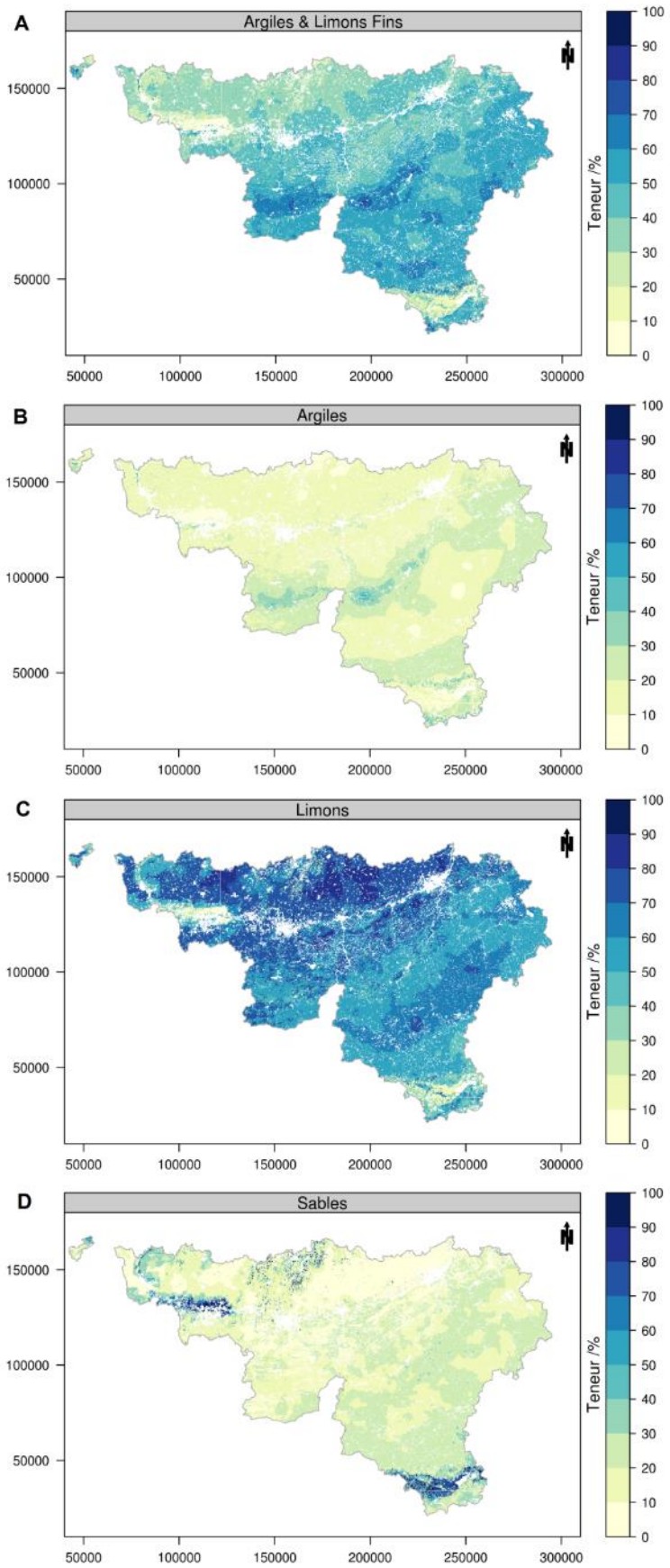


FIGURE 6 : CARTES DES TENEURS (%) EN A) ARGILES ET LIMONS FINS, B) ARGILES, C) LIMONS, ET D) SABLES, OBTENUES PAR REGRESSION KRIGING. (COORDONNEES A ECHELLE METRIQUE)

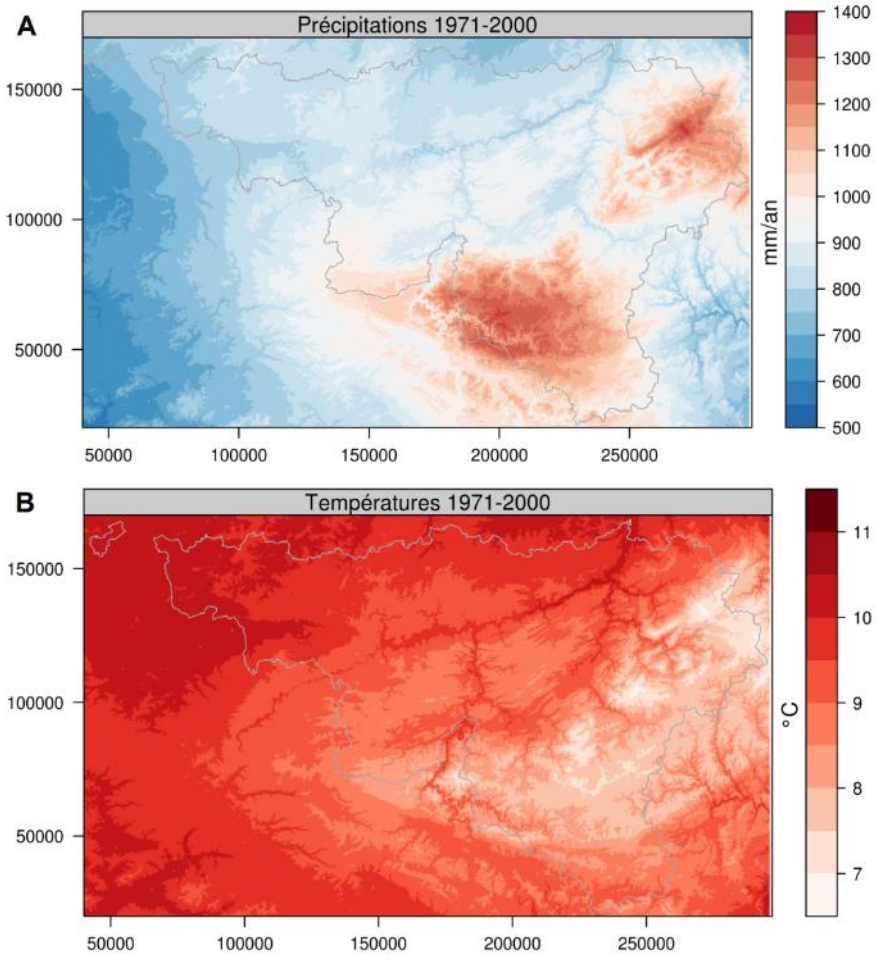


FIGURE 7 : CARTES (A) DES PRECIPITATIONS MOYENNES ANNUELLES ET (B) DES TEMPERATURES MOYENNES JOURNALIERES. (COORDONNEES A ECHELLE METRIQUE)

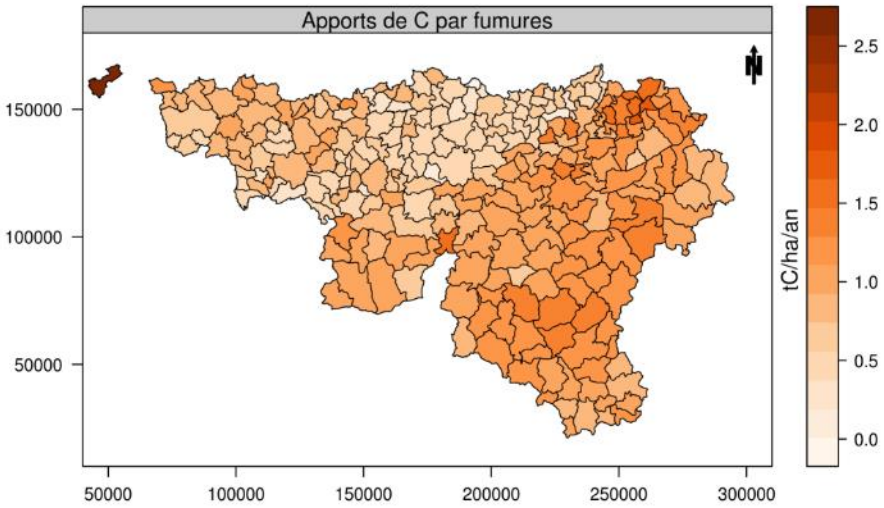


FIGURE 8: CARTE D'APPORT DE CARBONE ORGANIQUE AUX SOLS PAR APPLICATIONS D'EFFLUENTS D'ELEVAGE, CALCULE PAR COMMUNES A PARTIR DES DONNEES DE RECENSEMENTS AGRICOLES (INS). (COORDONNEES A ECHELLE METRIQUE)

2.1.5.2. MODELISATION ET CARTOGRAPHIE DE LA TENEUR EN CARBONE ORGANIQUE DES SOLS

Afin de modéliser la variabilité spatiale du COS des sols wallons, un modèle a été développé pour chaque type d'occupation du sol d'intérêt (cultures, prairies permanentes et forêts). Pour chaque occupation de sol, un Modèle Additif Généralisé (MAG; Trever & Tibshirani, 1986) a été ajusté sur un jeu de calibration contenant deux tiers des points d'observation concernés, et validé sur le tiers restant. Les points du jeu de calibration ont été choisis par échantillonnage en hypercube latin (Minasny et McBratney, 2006), conditionné par les coordonnées X et Y, et les valeurs de COS.

Un MAG est une généralisation du modèle de régression multiple et consiste à préserver la nature additive du modèle mais en remplaçant les coefficients par des fonctions de lissage des co-variables. Ces fonctions permettent de prendre en compte le caractère non-linéaire de la relation qu'il peut y avoir entre la variable dépendante et les co-variables (eq. 7):

$$E(Y \mid X_1, X_2, \dots, X_p) = \alpha + f_1 X_1 + f_2 X_2 + \cdots + f_p X_p \qquad (7)$$

Avec Y la variable dépendante, X_1, X_2…, X_p les co-variables et f_1, f_2,…, f_n les fonctions de lissage (non-paramétriques). Comme pour les modèles linéaires généralisés, la moyenne conditionnelle μ(X) de la variable dépendante Y est dans un MAG liée à la fonction additive des co-variables via une fonction de liaison g (Hastie *et al.*, 2009) (eq. 8):

$$g[\mu(Y)] = \alpha + f_1 X_1 + f_2 X_2 + \cdots + f_p X_p \qquad (8)$$

La répartition des données de COS étant logarithmique, la fonction de liaison utilisée est alors g(μ) = log(μ). Pour éviter un 'over-fit' des modèles, des régressions de Spline en Plaque Mince (SPM) ont été ajustées par vraisemblance maximum pénalisée aux différentes co-variables. Ensuite une procédure de sélection pas à pas descendante a été appliquée aux co-variables en fonction de leur relative valeur p: successivement le terme possédant la valeur de p la moins significative est retiré du modèle, qui est ensuite réajusté jusqu'à ce que les termes restant soient tous significatifs (Wood, 2001). Le niveau de significativité étant fixé à $p < 0.05$. Une approche bayésienne, telle que proposée dans le package mgcv pour le logiciel R, a permis le calcul de l'erreur standard et de l'intervalle de confiance des prédictions. Le modèle choisi a ensuite été appliqué au jeu de validation, et sa précision testée par calcul de l'erreur quadratique moyenne (ou RMSE), telle que (eq. 9) :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_i - y_i)^2}{n}} \qquad (9)$$

Avec $\hat{y}_i$ la valeur prédite de l'observation i du jeu de validation, y_i la valeur observée et n le nombre d'observations du jeu de validation. Nous avons aussi calculé le RDP, c'est-à-dire le rapport de la déviation standard (SD) sur l'erreur de prédiction (RMSE ; eq. 10) :

$$RDP = \frac{SD}{RMSE} \qquad (10)$$

Après la phase de calibration, le modèle final a été ré-ajusté à la totalité du set de données (jeu de calibration et de validation) en appliquant les co-variables sélectionnées par la procédure présentées ci-dessus. Les trois modèles finaux ainsi obtenus sont appliqués aux rasters des co-variables créés précédemment ($ 2.1.5.) afin de cartographier les valeurs de COS et les erreurs standards de prédiction associées sur l'ensemble du territoire wallon.

2.1.5.3. MODELISATION ET CARTOGRAPHIE DE LA DENSITE APPARENTE DES SOLS

Nous avons ici modélisé et cartographié la densité apparente des sols sous cultures et prairies avec un modèle MAG, tel que décrit dans la section précédente. Le nombre de co-variables considérées ici

a été considérablement réduit, la densité apparente des sols dépendant principalement de la texture du sol, de sa teneur en matière organique, de l'arrangement des particules, fortement sensibles au travail du sol et aux phénomènes de compaction, et de l'état hydrique du sol. De ce fait, les co-variables considérées ont été l'occupation de sol (cultures et prairies), les classes texturales (argiles, limons, sables, argiles et limons fins), le drainage, et la teneur en carbone organique COS, telle que modélisée ci-dessus.

N'ayant pas de données observées de densité apparente pour les sols forestiers, nous avons choisi d'appliquer la fonction de pédotransfert établie par Hollis *et al.* en 2012, telle que (eq. 11) :

$$DA = 0.69794 + (0.750636 * \exp(-0.230355 * C\%)) + (0.0008687 * S) - (0.0005164 * A) \quad (11)$$

Avec DA la densité apparente du sol ($g.cm^{-3}$), C% la teneur en carbone organique totale du sol exprimée en %, S la teneur en sables (%), et A la teneur en argiles (%). Cette fonction dérivée empiriquement pour des sols minéraux européens a été utilisée pour le calcul de la DA des sols forestiers dans la convention EPHESIA (D'Or et Froidevaux, 2013). Cette fonction a par contre été appliquée ici aux rasters de COS, teneurs en sables (Fig. 6D) et teneurs en argiles (Fig. 6B) élaborés selon les méthodes présentées ci-dessus.

2.1.6. Approche prospective a l'etude des fractions de Carbone Organique en Wallonie

La détection de gain ou de perte en carbone organique dans les sols reste particulièrement délicate étant donné les incertitudes engendrées par les variabilités spatiales et temporelles du COS classiquement étudié. Ces dernières années, il a été démontré qu'au sein du carbone organique total des sols, la fraction stable est fortement lié aux argiles et limons fins, tandis que la fraction labile (potentiellement dégradable par les microorganismes) est liée aux fractions plus grossières. Une approche prospective a pu être menée afin d'obtenir une première impression des potentialités de l'étude de ces fractions organiques en Wallonie pour le suivi de la qualité des sols.

2.1.6.1. ETUDE DES FRACTIONS ORGANIQUES DES SOLS CULTIVES, EN REGION LIMONEUSE (LONGS TOURS)

Le site d'étude est localisé à Longs Tours en Hesbaye (région Limoneuse), où des expérimentations sont effectuées depuis 1959. Trois types de gestion ont été étudiées ici (RE = export des résidus de cultures, FYM = apports de fumures, et RR= restitution des résidus de cultures) avec à chaque fois 6 répliques (6 placettes par type de gestion). Après une méthode complexe de fractionnement physique des sols (Fig. 9), les fractions organiques ont été étudiées par combustion sèche (Cf. § 2.1.3.) pour chaque type de gestion, et ce à différentes périodes de 1959 à 2012. Les détails méthodologiques sont décrits dans Trigalet *et al.* (2014).

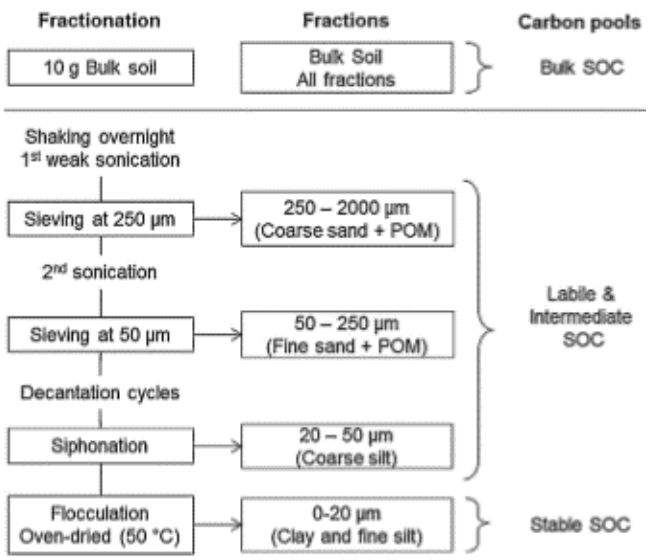


FIGURE 9: SCHEMA DU FRACTIONNEMENT PHYSIQUE EFFECTUE SUR LES ECHANTILLONS DE SOL DU SITE DE LONGS TOURS (FIGURE ISSUE DE TRIGALET *ET AL.*, 2014).

2.1.6.2. CALCUL THEORIQUE DU DEFICIT POTENTIEL DE SATURATION EN CARBONE ORGANIQUE STABLE

Le concept de saturation en carbone organique stable s'appuie sur le fait qu'un sol ne peut contenir qu'une quantité maximale limitée en fraction stable de carbone, cette valeur maximale étant dépendante de la teneur en argiles et limons fins du sol. De ce fait, la différence entre la valeur théorique maximale en carbone organique stable d'un sol et sa valeur réelle détermine le potentiel de séquestration en carbone organique sous forme stable.

La valeur théorique de saturation en carbone organique stable C_{sat} (g C kg^{-1}) a été calculée pour les points du réseau CARBOSOL (2005) et des points complémentaires CARBIOSOL (2014) selon l'équation développée empiriquement par Hassink en 1997 (eq. 12):

$$C_{sat} = 4.09 + 0.37 * (A + fS) \quad (12)$$

Avec A la teneur en argiles (0 – 2µm) et fS la teneur en silt fins (2 – 20 µm) exprimée en % de la teneur totale en particules de diamètre inférieur à 2 mm. La teneur en carbone organique stable CO_{st} (g C kg^{-1}) n'étant pas un paramètre disponible dans nos bases de données, nous avons dû opter pour une approche afin d'évaluer cette fraction. Sur la base de l'étude menée par Trigalet *et al.* (2014), nous savons qu'en 2012 la part moyenne de carbone stable pour des sols cultivés en région Limoneuse (argiles = 12% ; limons = 85% ; sables = 3%) correspond en moyenne à 62% du COS mesuré. Nous avons donc fait l'hypothèse que (eq. 13):

$$CO_{st} = 0.62 * COS \quad (13)$$

Ainsi, nous avons déduit une valeur théorique de Déficit potentiel de Saturation en Carbone organique stable (Csatdef en g C kg^{-1}) pour les sols sous cultures et en prairies en Wallonie (eq. 14):

$$Csatdef = C_{sat} - CO_{st} \quad (14)$$

2.2. ANALYSES DES INDICATEURS CLES DE LA QUALITE BIOLOGIQUE DES SOLS

2.2.1. ACQUISITION DE VALEURS DE BASE POUR LES INDICATEURS BIOLOGIQUES

Vers de terre

Les vers de terre ont été échantillonnés à proximité de chaque microsite, i.e. à côté de chaque cercle de quatre mètres au sein desquels ont été échantillonnés les sols. Les vers de terre ont été extraits avec deux fois 10 l de solution de moutarde (1.2 et 2.4 g de farine de moutarde (Sinapis Albae Seminis Pulvis, Pharmaflore) l^{-1} respectivement) (Gunn, 1992 ; Lawrence & Bowers, 2002) sur une surface de 30*60 cm démarquée par un cadre. Tous les vers de terre sortant du sol suite au traitement ont été collectés et conservés dans 70 % d'éthanol. Les vers de terre ont été comptés et leurs masses mesurées en g de biomasse préservée dans l'éthanol.

Echantillonnage et préparation des échantillons de sol

Au total, 19 sites sous prairies en Ardenne et 41 sites sous cultures en Région limoneuse ont été échantillonnés en automne 2013 pour les mesures des indicateurs biologiques. Le sol a été échantillonné jusqu'à une profondeur de 10 cm (cf. § 2.1.3).

Les échantillons de sols ont été tamisés à 4 mm pour les homogénéiser et, les racines et pierres ont été retirées (Horwarth & Paul, 1994). Jusqu'aux analyses, les échantillons ont été conservés dans une chambre froide à 4°C.

La teneur en eau a été mesurée comme la différence massique d'un échantillon desol avant (env. 5 g) et après 24 heures dans une étuve à 105°C. La capacité au champ a été mesurée en suivant la méthode proposée par Grace *et al.* (2006) : 50 grammes de sol sont placés dans un entonnoir muni d'une fermeture dont le tube est obstrué avec de la laine de verre. Ensuite, 50 ml d'eau distillée sont ajoutés au sol dans l'entonnoir. La fraction d'eau que le sol peut retenir pendant 30 min est mesurée gravimétriquement. Les échantillons sont ajustés à une capacité au champ de 50-60% avant les mesures.

Les indicateurs biologiques ont été mesurés avec des méthodes basées sur les normes ISO ou la littérature publiée comme Weaver *et al.* (1994), Robertson *et al.* (1999) et Pankhurst *et al.* (1997). La méthodologie est discutée dans la section § 3.2.3 et décrite en détail dans l'annexe G.

pH

Le pH a été mesuré dans une suspension (1 : 1 m : v) de 1M KCl et dans de l'eau distillée à l'aide d'un pH-mètre (HI2550 HANNA instruments).

Minéralisation de l'azote

La minéralisation de l'azote a été calculée par la différence de la teneur en azote minéral (nitrate, N-NO_3^- et en ammonium, N-NH_4^+) dans un extrait de 40 ml de KCl (1M) avant et après une incubation de 20 g de sol frais pendant 29 jours à 25°C, en absence de racines et de lessivage dans une chambre noire (Hart *et al.* 1994). Les extraits ont été centrifugés à 3000 rev min^{-1} pendant 10 min. Le surnageant a été congelé jusqu'à l'analyse. Les concentrations en N-NO_3^- et N-NH_4^+ ont été mesurées par colorimétrie avec un auto-analysateur (Auto-Analyzer 3, Bran + Luebbe, Allemagne).

Biomasse microbienne

La biomasse microbienne (carbone et azote) a été mesurée par fumigation avec du chloroforme (Vance *et al.* 1987). Vingt grammes de sol non-fumigé et 20 g de sol fumigé (72 heures avec du

chloroforme sans alcool) ont été mis en contact avec 100 ml de K_2SO_4 (0.5M). Les échantillons ont été agités pendant une heure et le surnageant a été filtré (Whatman Filter Papers 42, CAT No. 1442-150). L'azote total est mesuré par colorimétrie avec un auto-analysateur (Auto-Analyzer 3, Bran + Luebbe, Allemagne). Le Carbone Organique Total du sol (COT) a été mesuré avec un système d'analyse par infrarouge (LABTOC, Pollution & Process Monitoring, Grande Bretagne).

Le carbone et l'azote extrait sont convertis en biomasse en utilisant les équations (15) et (16) :

$$MBC = E_C/k_{EC} \quad (15)$$

$$MBN = E_N/k_{EN} \quad (16)$$

Où MBC et MBN sont le carbone et l'azote microbiens, E_C et E_N le carbone et l'azote extraits et k_{EC} et k_{EN} les facteurs de conversion. La valeur 0.45 (Jenkinson *et al.* 2004) est utilisée pour le carbone et la valeur 0.54 (Jörgensen & Müller, 1996) est utilisée pour l'azote.

La concentration de phosphore a été mesurée dans les échantillons provenant d'Ardenne en suivant une méthode adaptée de Brookes *et al.* (1982). Trois échantillons de 20 g de sol frais ont été pesés dont un échantillon a été fumigé, un échantillon a été enrichi en P avec 1 ml de KH_2PO_4 (1 M) et un échantillon n'a pas subi de traitement. Tous les échantillons ont été mis en contact avec 200 ml de $NaHCO_3$ (0.5 M) ajusté à un pH de 8.5 avec du NaOH. Les échantillons sont agités pendant une heure et le surnagent filtré par des filtres en papier (Whatman Filter Papers 42, CAT No. 1442-150). La concentration de P est mesurée par ICP-AES (VISTA AX, Varian). La biomasse est calculée avec l' quation (17):

$$MBP = \frac{E_f - E_{nf}}{0{,}4*(E_{nf+} - E_{nf})} \quad (17)$$

Où E_f est le phosphore extrait après la fumigation, E_{nf} est le phosphore extrait sans fumigation et E_{nf+} est le phosphore extrait lorsque l'échantillon est enrichi de phosphore.

Diversité fonctionnelle

La diversité fonctionnelle ou diversité métabolique des bactéries a été mesurée avec les microplaques Ecoplates Biolog. Une gramme de sol frais a été mis en contact avec 9 ml de chlorate de sodium (Rutgers *et al.,* 2005). Pour évaluer la taille de la communauté microbienne, trois dilutions (10^{-2}, 10^{-3} et 10^{-4}) ont été réalisées dans une solution de 0.85% de NaCl. Une dilution qui correspond à 1000 à 2000 UFC (unités de formation de colonies) a été utilisée pour l'incubation. Les microplaques Biolog ont été incubées pour 72 heures à 20°C. Après l'incubation, les substrats avec des réactions visibles ont été identifiés. La diversité fonctionnelle est exprimée comme pourcentage de substrats utilisés.

Respiration basale

La respiration basale a été déterminée en mesurant l'accumulation de CO_2 issu de 20 g de sol frais dans l'espace de tête d'une bouteille de 250 ml à 15°C. Des échantillons de gaz de 4 ml ont été pris à 0, 120, 150 et 180 minutes d'incubation, et la concentration de CO_2 a été analysée par absorption infrarouge (EGM-4, PPsystem, UK). La vitesse de production de CO_2 a été calculée à partir de régression linéaire.

Le quotient microbien

Le quotient microbien est le rapport entre la quantité de carbone microbien (C_{mic} en g C kg^{-1}) et la quantité totale de carbone organique (COT en g C kg^{-1} ; Eq. 18) :

$$Quotient\ microbien = \frac{C_{mic}}{COT} \quad (18)$$

Le quotient métabolique

Le quotient métabolique est le rapport entre la respiration basale ($C\text{-}CO_2$ en g C kg^{-1} h^{-1}) et la biomasse microbienne (C_{mic} en g C kg^{-1}) (Eq. 19) :

$$Quotient\ métabollique = \frac{C-CO_2}{C_{mic}} \quad (19)$$

Analyses statistiques

Les différences entre régions ont été testées avec un t.test de student. La relation entre carbone organique et indicateurs biologiques a été testée par régression. Toutes les analyses ont été effectuées avec Microsoft Excel 2013 et R 3.0.1.

2.2.2. Recherche bibliographique

La recherche de publications scientifiques a été effectuée avec les moteurs de recherches scientifiques Google Scholar et Scopus. Les études trouvées à partir de mots clés pertinents (« basal respiration », « earthworm abundance », « microbial biomass », « nitrogen mineralisation », « ecoplates biolog ») ont été analysées pour repérer les études comparables à celle que nous avons réalisée. Les publications qui reportent des valeurs pour un ou plusieurs indicateurs biologiques mesurés dans cette étude, ainsi que des mesures de carbone organique total du sol, ont été identifiées. Nous avons ensuite retenu, au sein de cette première sélection, les publications comparables en termes de méthodologie et de propriétés des sites étudiés (localisation en zone tempérée, utilisation des sols comme prairies ou cultures). Une analyse détaillée par type de sol n'a pas été effectuée. Pour la profondeur, les études ont été prises en considération dès que la profondeur de sol étudiée comprenait en partie ou dans son entier, c'est-à-dire 0-5 cm ou 5-15 cm par exemple, la profondeur considérée dans notre étude (0-10 cm).

Les publications ont été considérées comme comparables à celles utilisées dans notre étude si les valeurs des indicateurs biologiques étaient exprimées dans des unités pouvant être converties dans les unités utilisées dans cette étude, même si les protocoles étaient quelque peu différents. Par contre, les études dont les informations sur les méthodes étaient incomplètes ont été exclues.

Pour finir, les études ont été réparties selon l'occupation de sols (prairies ou cultures) : les valeurs mesurées pour les indicateurs biologiques n'ont été comparées qu'entre sites de même utilisation du sol. Les études sur des sites montrant des concentrations élevées en métaux lourds ou en solvants organiques n'ont pas été considérées.

Méta-analyse

Une méta-analyse permet de réunir les résultats de diverses études et d'en tirer des conclusions sur les effets globaux. Lors d'une méta-analyse, les résultats de chaque étude sont synthétisés en une seule valeur d'effet standardisé. Ainsi, on élimine les différences dues aux approches méthodologiques variées, et on s'affranchit du besoin de convertir les unités. L'approche d'analyse sélectionnée utilise le coefficient de corrélation et la variance pour calculer l'effet standardisé.

La relation entre la teneur en carbone organique et chaque indicateur biologique a été analysée. Un coefficient de corrélation r a été calculé séparément pour chaque étude qui se base sur l'analyse d'au minimum quatre échantillons, puis converti avec une transformation de Fisher (Eq. 20):

$$z = \frac{1}{2}\ln(\frac{1+r}{1-r}) \quad (20)$$

où z est l'effet standardisé d'une étude et r est le coefficient de corrélation de cette même étude.

La variance a été calculée à partir du nombre d'échantillons n avec l'équation (21):

$$v_z = \frac{1}{n-3} \quad (21)$$

où v_z est la variance et n est le nombre de points de données.

Pour analyser la relation entre la teneur en carbone organique et les indicateurs biologiques, la moyenne générale (MG) des effets standardisés a été calculée. La moyenne générale peut être négative ou positive en fonction de la relation entre la teneur en carbone organique et les valeurs des indicateurs biologiques. De plus, un « fail safe number », qui donne des informations sur la fiabilité de la moyenne générale, a été calculé avec le programme Fail-Safe Number Calculator (Rosenberg, 2005). Le fail safe number est le nombre de publications sans relation significative qu'il faudrait ajouter à la méta-analyse pour passer d'une moyenne générale des effets standardisés pertinente à une moyenne générale non-pertinente (Rosenthal, 1979). Si le Fail-Safe Number est beaucoup plus élevé que le nombre d'études considérées (>5n+10), il est raisonnable de penser que les résultats de la méta-analyse sont fiables.

Variabilité des valeurs

Pour la comparaison de la variabilité des données obtenues pour les sites sous prairies et les sites sous cultures, ainsi que celle entre les valeurs publiées et les valeurs mesurées en Wallonie, une présentation visuelle avec des ellipses de confiance (95%) a été choisie. Une ellipse de confiance contient 95% des valeurs de l'ensemble des données. Les ellipses de confiance sont calculées avec la fonction DataEllipse du packet car avec R 3.0.1.

2.2.3. Calcul d'un score comprehensif

Un score compréhensif permet de résumer et d'organiser les valeurs individuelles de différents indicateurs de la qualité biologique (Karlen & Stott, 1994), en les convertissant et en les réunissant sous forme d'une seule valeur sans unité, i.e.le score compréhensif (Rhamanipour *et al.* 2014). C'est un outil flexible, simple et inclusif (Liebig *et al.* 2001) qui permet une observation de la qualité biologique du sol dans un contexte holistique.

Des scores compréhensifs sont utilisés dans de nombreux pays comme les Etats-Unis, l'Espagne, la Pologne, l'Italie, l'Inde ou la Chine, pour identifier les effets de traitements spécifiques ou d'une contamination sur la qualité biologique d'un sol (Bastida *et al.* 2008).

Le calcul d'un score compréhensif se fait en quatre étapes :

- La sélection des indicateurs biologiques à inclure, et leur classement selon qu'ils représentent un effet favorable ou défavorable quant à la qualité biologique observée.
- L'indentification des valeurs optimales ou des valeurs seuils de chaque indicateur, qui permettent de définir leurs valeurs minimales et maximales. Le choix de ces valeurs va influencer la sensibilité du score compréhensif (Hussain *et al.* 1999).
- Le choix de la fonction (linéaire, quadratique, logarithmique etc…) qui sera utilisée pour calculer, à partir des mesures de chaque indicateur, leur score individuel.
- La définition du poids qui est accordé à chaque score individuel lors du calcul du score compréhensif.

Dans cette étude, un score est calculé pour la respiration basale, la minéralisation de l'azote, le carbone microbien, l'azote microbien, l'abondance de vers de terre et la diversité fonctionnelle. Le score compréhensif calculé réunit donc des informations sur le cycle du carbone, le cycle de l'azote et la diversité. Un sol biologiquement actif etant considéré comme favorable, des valeurs élevées de score sont considérées comme favorables pour tous les indicateurs biologiques.

Il n'existe pas encore de valeurs seuils ou de valeurs optimales pour les conditions climatiques et les types de sol présents en Wallonie. Pour cette raison, la fonction d'attribution de score la plus simple, une fonction linéaire, a été choisie pour attribuer un score individuel à chaque indicateur biologique considérés dans cette étude. Une fonction linéaire de score nécessite la définition de limites maximales et minimales. Quand il n'existe pas de valeurs de base, il est conseillé d'utiliser les valeurs minimales et maximales calculées dans l'étude comme valeurs limites. De ce fait, la valeur maximale mesurée en Wallonie a été choisie comme limite maximale pour chaque indicateur biologique. Pour que le signe d'un score individuel corresponde toujours au signe de la valeur de l'indicateur biologique, la valeur 0 a été choisie comme limite minimale. Des indicateurs biologiques sélectionnés, seule la minéralisation de l'azote peut prendre des valeurs négatives. Les mêmes limites sont sélectionnées pour les prairies en Ardenne et les cultures en Région Limoneuse, bien que l'utilisation du sol soit un facteur important pour la qualité du sol. Cette approche permet une comparaison de la qualité biologique des deux régions. Le calcul effectué est donné dans l'équation (22) :

$$s = \frac{n-min}{max-min} = \frac{n}{\max(N)} \qquad (22)$$

Où s est le score individuel ; n la valeur de l'indicateur biologique, et N l'ensemble des valeurs mesurées pour cet indicateur biologique. Un score compréhensif est calculé pour chaque site.

Dans cette étude, tous les indicateurs biologiques sont considérés comme ayant un poids identique pour évaluer la qualité biologique. De ce fait, aucune facteur de pondération n'a été appliqué ici. Les scores des indicateurs biologiques individuels sont donc additionnés pour donner le score total de la qualité biologique.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. SUIVI DE LA QUALITE DES SOLS WALLONS : ANALYSES DU CARBONE ORGANIQUE ET DE LA DENSITE APPARENTE DES SOLS

3.1.1. OPTIMISATION DU RESEAU DE SUIVI DE LA QUALITE DES SOLS CARBOSOL

Cette section présente et discute les évolutions observées de stocks de COS entre 2005 et 2013 pour les deux unités (cultures en Région Limoneuse et prairies en Ardenne) du réseau CARBOSOL ré-échantillonnées en 2013, et ce afin d'appuyer une prise de décision quant à l'optimisation du réseau de suivi de la qualité des sols agricoles CARBOSOL. Cependant, de récents travaux ont démontré des anomalies de valeurs de COS dans la base de données AardeWerk (1949-1965, on se réfère ici à l'année 1955), et nous avons donc dans un premier temps voulu vérifier les tendances évolutives sur la période 1955-2005 (Stevens et al., 2015). Les valeurs moyennes seront utilisées dans cette partie afin de pouvoir comparer les résultats proposés dans les études antérieures à ceux corrigés ou apportés en complément ici.

3.1.1.1. RETOUR SUR LES TENDANCES OBSERVEES D'EVOLUTION DES STOCKS DE COS ENTRE AARDEWERK (1949-1965) ET LA PREMIERE PROSPECTION CARBOSOL (2005-2008)

Récemment, une analyse géostatistique approfondie de la base de données AardeWerk pour la Région Limoneuse et la Région Sablo-limoneuse a démontré l'existence d'erreurs systématiques dans les données de COS pour des profils de sol traités par un technicien/ingénieur particulier (noté « LA » dans la base de données ; Stevens et al, 2015). Ainsi, ces auteurs estiment que les teneurs en COS ont été surestimées d'un facteur d'environ 1.41 pour les points présentés en Figure 10B. Ce facteur de 1.41 est proche du facteur de correction de 4/3 appliqué aux mesures de COS obtenues par la méthode Walkley & Black afin de tenir compte du phénomène d'oxydation incomplète inhérent à la méthode. Une double correction aurait pu être appliquée par inadvertance. Le biais mis en évidence a été corrigé pour les points concernés qui dès lors suivent mieux la tendance régionale observée de distribution du COS.

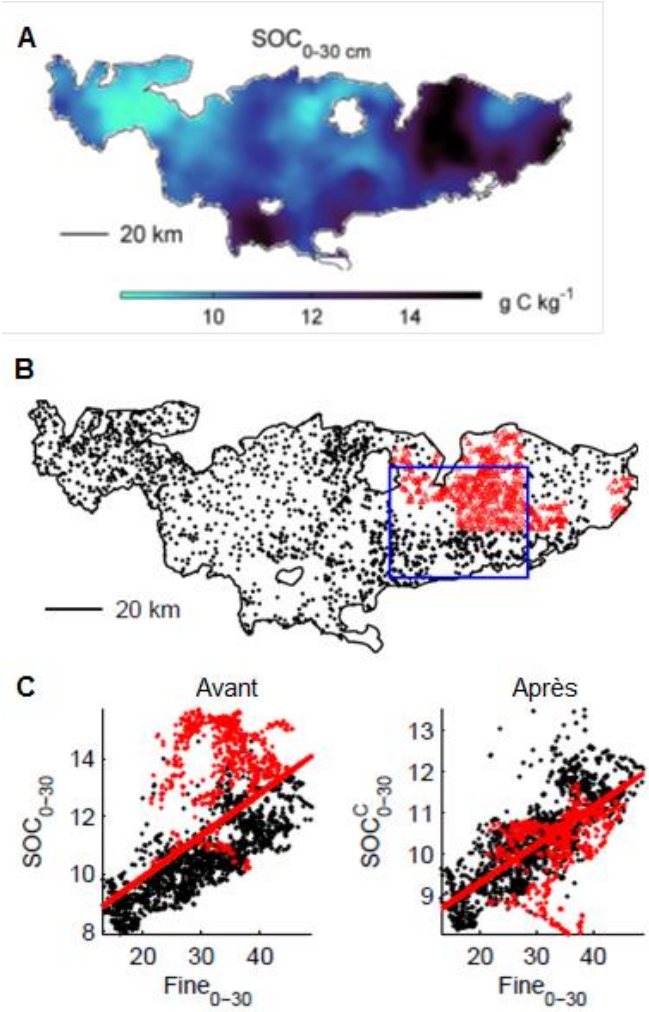


FIGURE 10: DETECTION DES PROBLEMES DE CORRECTION DES DONNEES DE COS DANS LA BASE DE DONNEES AARDEWERK (FIGURES TIREES DE STEVENS *ET AL.*, 2015.) : (A) VARIABILITE SPATIALE DU COS (G C KG^{-1}) EN ZONE LIMONEUSE, LOCALISATION DES POINTS (EN ROUGE) A CORRIGER (TRAITES PAR « LA »), ET (C) RELATIONS ENTRE SOC ET FRACTION FINE DES SOLS AVANT ET APRES CORRECTION DES DONNEES DE SOC.

Le technicien/ingénieur responsable du biais a participé à l'analyse de profils localisés également en Ardenne, Condroz, Famenne et Région Herbagère Liègeoise. La Figure 11 met en avant l'effet de la correction de ces points sur la relation entre le COS pour les horizons de surface et leur Capacité d'Echange Cationique (CEC). Ici également, les points corrigés s'intègrent alors beaucoup mieux dans la tendance régionale observée. Ainsi, sur les 427 profils du réseau AardeWerk ré-échantillonnés en 2005 dans le cadre de la convention CARBOSOL, 107 avaient été analysés entre 1949 et 1965 par le technicien responsable du biais observé. Les stocks de carbone pour les points concernés pour cette période ont donc été corrigés d'un facteur de 1.41. Le Tableau 2 compare les moyennes des stocks de carbone organique avant et après correction pour les 15 unités paysagères prospectées entre 2005 et 2008. Le nombre de points corrigés dans chaque unité varie de 0 à 40. La moyenne des stocks dans les unités de cultures et de prairies avant correction étaient respectivement de 52.2 et 75.5 t C ha^{-1}, et sont désormais égales à 48.1 et 67.9 t C ha^{-1} après correction. Bien qu'on observe toujours globalement une baisse des stocks de carbone organique de 1955 à 2005 pour les unités de cultures, cette baisse s'avère moins importante en moyenne (-6.5 t C ha^{-1} avant correction, -3.0 t C ha^{-1} après correction) et n'est désormais significative que pour 3 unités paysagères sur 9, face à 5 unités sur 9 avant la correction. Les tendances d'évolution des stocks de carbone organique dans les sols des prairies apparaissent plus homogènes après correction avec une augmentation hautement significative pour toutes les unités comprenant des prairies allant de 6.3 à 25.4 t C ha^{-1}.

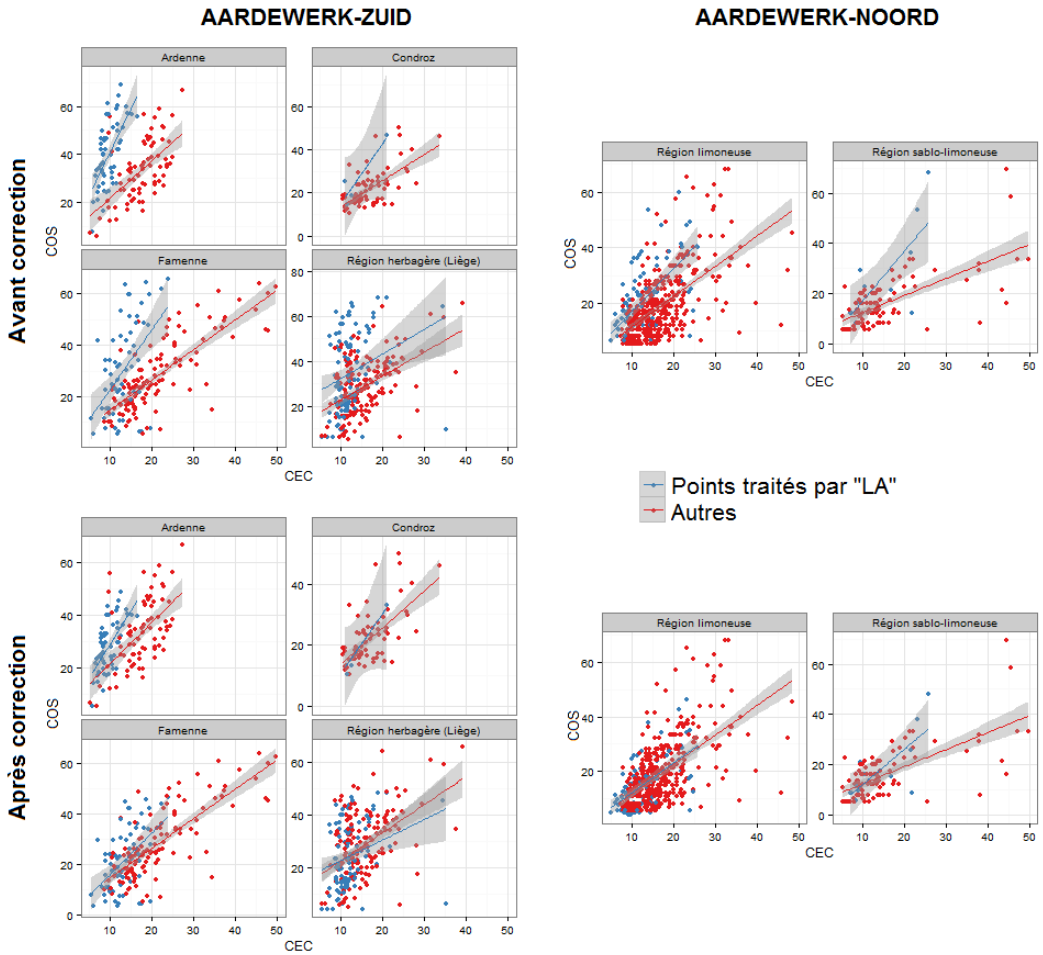


FIGURE 11: RELATION ENTRE COS DANS LES HORIZONS DE SURFACE (<30 CM) ET LA CEC DANS LA BASE DE DONNEES AARDEWERK, AVANT ET APRES CORRECTION DU BIAIS MIS EN EVIDENCE (INTERVENANT « LA »).

TABLEAU 1: MOYENNES ET COMPARAISONS DES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DES SOLS DES 15 UNITES PAYSAGERES DU PROJET CARBOSOL (2005) AVANT ET APRES CORRECTION DU BIAIS OBSERVE DANS LA BASE DE DONNEES AARDEWERK (1955).

Unités paysagères	Région Agricoles	Texture	Drainage	n 'total'	n 'corrigé'	COSst 1955 tC /ha	**COSst 1955 corrigé - tC /ha**	COSst 2005 tC /ha	ΔCOSst (2005-1955)a tC /ha	**ΔCOSst (2005-1955)a corrigé - tC /ha**
Cultures										
	Sablo-Limoneuse	L	1	29	4	42.8	**40.9**	40.3	-3,9*	**-1.8**
	Sablo-Limoneuse	A	1	24	3	42.6	**41.2**	41.2	-2.2	**-0.4**
	Limoneuse	L	1	38	5	43.8	**41.4**	41.9	-3,6*	**-1.2**
	Limoneuse	A	1	47	40	56.7	**42.7**	36.6	-16,0*	**-3.1**
	Limoneuse	A	2	21	1	48.7	**47.5**	43.3	-7.8	**-6.4***
	Condroz	A	1	29	-	46.7	**46.7**	41.3	-5,2**	**-5.2****
	Condroz	A	2	43	-	49.0	**49.0**	40.1	-7,0**	**-7,0****
	Condroz	G	1	44	2	42.2	**41.7**	43.3	-1.4	**-0.6**
	Ardenne	G	1	23	10	97.0	**81.8**	64.0	-11.7	**-1.3**
Moyenne						*52.2*	***48.1***	*43.6*	*-6.5*	***-3.0***
Prairies										
	Limoneuse	A	1	28	8	61.9	**61.2**	85.6	15,9**	**22.2****
	Condroz	A	1	9	-	51.5	**55.1**	78.9	24,3**	**24.3****
	Condroz	G	1	12	-	63.0	**63.2**	85.2	24,4**	**24.0****
	Herbagère Liège	G	1	22	14	113.6	**89.2**	105.2	-5,6	**18.2****
	Famenne	G	1	26	9	72.7	**61.9**	92.1	13.9	**25.4****
	Ardenne	G	1	32	11	90.5	**76.6**	82.3	-6.7	**6.3****
Moyenne						*75.5*	***67.9***	*88.2*	*11.0*	***19.9***

a : la profondeur considérée pour les cultures est celle du labour, et pour les prairies 0-30 cm. La comparaison des stocks de carbone s'est effectuée sur base de masse de sol équivalente correspondant à la masse de sol mesurée en 2005 pour les profondeurs considérées.
* significatif ($P < 0.05$); ** hautement significatif ($P < 0.01$).

3.1.1.2. EVOLUTION RECENTE DES STOCKS DE CARBONE (DE 2005 A 2013) POUR DEUX UNITES PAYSAGERES CONTRASTEES DU RESEAU CARBOSOL

A l'automne 2013, nous avons été en mesure de ré-échantillonner 42 points sur 47 de l'unité paysagère de cultures Région Limoneuse, et 19 points sur 32 de l'unité de prairies en Ardenne. L'entièreté des points d'origine n'a pu être échantillonnée du fait : soit d'un changement d'occupation de sols depuis 2005, soit de la non-autorisation de l'exploitant à prélever, soit, en ce qui concerne certaines prairies, de la présence de bovins très peu coopérants.

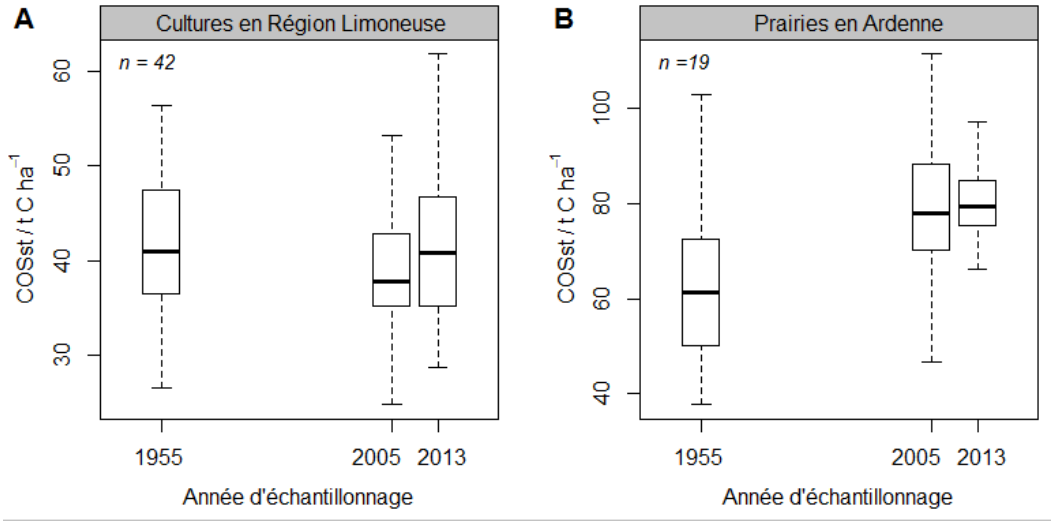


FIGURE 12: EVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE (T C HA^{-1}) ENTRE 1955, 2005 ET 2013 DANS (A) LES SOLS DE L'UNITE DE CULTURES EN REGION LIMONEUSE (HORIZON DE LABOUR), ET DANS (B) LES SOLS DE DE L'UNITE DE PRAIRIES EN ARDENNES (0-30CM).

La Figure 12 présente l'évolution de la répartition des stocks de carbone organique (t C ha^{-1}) pour les sols des unités échantillonnées en 1955, 2005 et 2013 (une correction spécifique a été appliquée pour tenir compte des différentes méthodes d'analyse du COS entre les campagnes – Annexe B). La tendance à la baisse des stocks en COS dans les sols cultivés en Région Limoneuse observée entre 1955 et 2005 (-4.2 t C ha^{-1} ; Tab. 2) semble s'inverser depuis avec une augmentation significative ($P < 0.01$; $\alpha = 0.05$) d'une moyenne de 4.9 t C ha^{-1} entre 2005 et 2013 pour les 42 points ré-échantillonnés. Après une augmentation significative moyenne de 2.6 t C ha $^{-1}$ ($P < 0.05$; $\alpha = 0.05$) pour les 19 points en prairies entre 1955 et 2005, on observe depuis une légère augmentation (1.3 t C ha^{-1}) mais non-significative.

Il faut cependant, avant toute discussion sur les facteurs causaux, prendre en compte les incertitudes des mesures d'une année à l'autre pouvant remettre en cause la significativité de l'augmentation des stocks de COS en cultures testée ci-dessus. La comparaison des stocks se basant sur le principe de masse équivalente, les différences d'erreurs d'estimation de la profondeur de labour d'une année de prospection à l'autre n'influencent pas ces résultats comparatifs. La DA étant évaluée avec la même technique en 2005 et 2013, les erreurs associées à la mesure de cette teneur restent les mêmes entre ces deux campagnes de mesures. La proportion massique en éléments grossiers est nulle pour les sols échantillonnés de cette unité paysagère et pour les deux périodes d'échantillonnage. Une balise électromagnétique ayant été placée au centre de chaque micro-site en 2005, aucune erreur liée à la relocalisation n'existe entre les deux campagnes d'échantillonnage. Par ailleurs, aucune évolution significative n'a été détectée d'une année à l'autre pour les variables DA et profondeur de labour pour les sols en Région Limoneuse.

L'incertitude se concentre donc sur la mesure de la teneur en COS pour laquelle deux méthodes différentes ont été utilisées d'une année à l'autre (Walkley-Black pour 2005 et combustion sèche pour 2013). A partir de l'étude de 100 échantillons de la campagne de 2005 ré-analysés en combustion sèche, une correction des données de COS mesurées en Walkley-Black spécifique au contexte a été développée pour compenser le phénomène d'oxydation incomplète inhérente à la méthode. Après correction des données Walkley-Black, il n'existe plus de biais entre les mesures Walkley-Black corrigées et les mesures obtenues en combustion sèche (Cf. Annexe B). Les mesures en COS par la méthode Walkley-Black et par la méthode de Combustion sèche montrent respectivement un coefficient de variation (CV, Eq. 23) de 8 % et 3 à 5 % (Goidts *et al.*, 2009 ; S. Trigalet, comm. Pers.) pour des micro-sites de sols de texture A en Région Limoneuse :

$$CV = 100 * \frac{\sigma}{m} \quad (23)$$

Avec σ l'écart-type de la mesure et m la moyenne. Une augmentation significative de 1.4 g C kg^{-1} en moyenne dans l'horizon de labour a été détectée entre 2005 et 2013, correspondant à une augmentation moyenne de 10 %, quelque peu supérieure à l'incertitude de la mesure en COS par la méthode Walkley-Black (CV = 8 %).

TABLEAU 2: VALEURS MOYENNES DES CHANGEMENTS DE STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DES SOLS (T C HA^{-1}) DANS L'HORIZON DE LABOUR POUR L'UNITE DE CULTURES EN REGION LIMONEUSE ET DANS LA PROFONDEUR 0-30 CM POUR LES PRAIRIES EN ARDENNE, ENTRE 1955 (AARDEWERK) ET 2005 (CARBOSOL).

Unité paysagère	nombre d'échantillons	**1955 - 2005**		**2005 - 2013**		**1955 - 2013**	
		ΔCOSst (tC.ha-1)	rΔCOSCst (tC.ha-1.an-1)	ΔCOSst (tC.ha-1)	rΔCOSCst (tC.ha-1.an-1)	ΔCOSst (tC.ha-1)	rΔCOSCst (tC.ha-1.an-1)
Cultures en Région Limoneuse	42	*-4.2	-0.08	4.9**	0.61	0.7	0.01
Prairies en Ardenne	19	*2.6	0.05	1.3	0.16	3.9	0.07

a : La comparaison des stocks de carbone s'est effectuée sur base de masse de sol équivalente correspondant à la masse de sol mesurée en 2005 pour les profondeurs considérées.
* significatif (P < 0.05); ** hautement significatif (P < 0.01).

On peut s'interroger dès lors sur le rôle de tout autre facteur connu pour influencer la quantité de carbone organique dans les sols. En ce qui concerne le climat, van Wesemael *et al.* (2010) ont démontré que malgré de légères modifications climatiques ces dernières décennies, celles-ci n'apparaissaient pas suffisantes pour influencer les stocks de COS en Belgique. On peut donc s'interroger sur l'influence de la gestion des sols ces dernières années, notamment en Région Limoneuse.

D'après les recensements agricoles effectués par l'INS, les effectifs de bétail produisant lisiers et fumiers, n'ont pas drastiquement changés que ce soit en région Limoneuse et en Ardenne depuis 2000, tout au plus une légère baisse des effectifs est à noter. Nous n'avons toutefois pas de chiffres sur les imports de fumures ayant eu lieu. L'apport de carbone organique par les cultures a été calculé selon la régression linéaire développée par Franko (Bolinder *et al.*, 2007, Eq. 24), telle que :

$$resC_t = K + FAO_t * F \quad (24)$$

avec $resC_t$ les résidus de carbone organique (résidus au sol et racines) en dt C ha^{-1} pour l'année t, FAO_t le rendement de culture en matière fraîche (base de données de la FAO) en t ha^{-1} pour l'année t, et K et F des constantes (pour plus de précision, se référer à van Wesemael *et al.*, 2010). On

observe que ces apports ont continué d'augmenter ces dernières années en Région Limoneuse passant d'environ 1.9 t C ha^{-1} an^{-1} à un peu plus de 2.2 t C ha^{-1} an^{-1} (Fig. 13). Bien que ces apports soient en constante progression depuis 1955, ils n'ont pourtant pas impliqué d'augmentation perceptible des stocks de COS dans les sols cultivés de cette unité en Région Limoneuse entre 1955 et 2005 (Tab. 2).

Les sols sous cultures en région Limoneuse sont en grande partie vulnérables à l'érosion hydrique et au lessivage des nitrates. De ce fait, ces zones accueillent des MAE (Mesures Agro-Environnementales) anti-érosives renforcées depuis 2005, et soumises à des mesures obligatoires visant àlimiter le lessivage des nitrates (PGDA2, Plan de Gestion Durable de l'Azote ; http://etat.environnement.wallonie.be/). Ainsi, en zone sensible à l'érosion, la couverture des terres en hiver est recommandée avant toute culture de printemps, et donc limite fortement les pertes hivernales en carbone par érosion des particules fines. Pour toute la Wallonie, la culture de CIPAN (Cultures Intermédiaires Piège à Nitrates) est obligatoire après tout épandage d'azote organique fait entre le 1/7 et 15/09. En zone vulnérable au lessivage des nitrates, des mesures supplémentaires sont prises : 75 % des terres récoltées avant le 1/09 doivent être emblavés par un couvert végétal (CIPAN) dès le 15/9, et ce jusqu'au 15/11. D'après une étude de Destain *et al.* (2010) sur l'intérêt agronomique des CIPAN réalisée en Wallonie, sur un piégeage moyen de 100 kg N ha^{-1} par ces cultures, 10 kg N ha^{-1} sont perdus sous formes gazeuses, 45 kg N ha^{-1} sont restitués sous forme minéralisée, et 45 kg N ha^{-1} sous forme immobilisée (molécules récalcitrantes à la minéralisation). De ce fait, si l'on considère un rapport C/N proche de 10, quasiment 450 kg C ha^{-1}, soit 0.45 t C ha^{-1} an^{-1} peuvent être apportés chaque année dans ces sols. Les CIPAN combinent donc des effets anti-érosifs, de limitation des phénomènes de lessivage des sols et d'apport complémentaires de COS. Les mesures impliquant la culture de CIPAN, intensifiées récemment, pourraient donc être à l'origine de l'augmentation des stocks de carbone observée dans les sols de l'unité de cultures en région limoneuse.

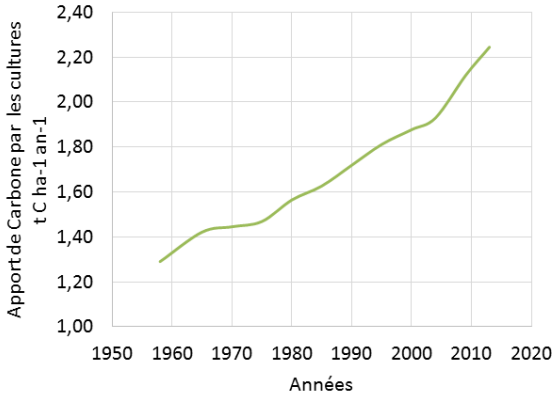


FIGURE 13: EVOLUTION DES APPORTS DE CARBONE ORGANIQUE PAR LES CULTURES (T C HA^{-1} AN^{-1}) EN REGION LIMONEUSE DEPUIS 1955.

Il serait donc intéressant d'étudier si cette tendance à l'augmentation des stocks de COS dans cette unité est également perceptible dans d'autres zones vulnérables et/ou dans d'autres zones où les MAE sont largement appliquées. Pour cela, une étude comparative des variabilités spatio-temporelles des données de la base REQUASUD depuis une décennie avec celles de CARBOSOL pourrait permettre de confirmer ou non l'influence des CIPAN et de différentes MAE sur les tendances temporelles de stockage de COS observées ici.

3.1.1.3. AMELIORATION DE LA COUVERTURE SPATIALE DU RESEAU CARBOSOL

Etant donnée la faible amplitude des tendances temporelles d'évolution des stocks de COS entre 2005 et 2013, qui sont soit non-significatives pour les prairies, soient proches des incertitudes de mesure pour les cultures, nous avons décidé de privilégier l'amélioration de la couverture spatiale du réseau CARBOSOL à défaut d'un suivi temporel sur le réseau complet d'origine (434 points).

Au total, 162 points supplémentaires du réseau AARDEWERK ont été ré-échantillonnés au printemps 2014. Afin de conserver une homogénéité dans la stratégie d'échantillonnage du réseau CARBOSOL, ces points ont été échantillonnés au sein des 30 unités paysagères les plus représentatives en termes de surface en Wallonie, avec les 15 précédemment échantillonnées. Ainsi au total, ces 45 unités paysagères couvrent 83% de la SAU, face à 63% précédemment (Fig. 1). Le nombre de points échantillonnés au sein de chacune de ces 30 nouvelles unités a été déterminé proportionnellement à la superficie de l'unité, puis les points ont été sélectionnés aléatoirement parmi les points du réseau AardeWerk au sein de chaque unité.

L'encodage des données AardeWerk avait donné lieu à des erreurs de report pour notamment les coordonnées géographiques des points d'échantillonnage. Ici, les corrections apportées à ces coordonnées par l'équipe du PCNSW dans le cadre de la révision de la base de données Aardewerk - partie wallonne – ont été intégrées. Nous avons également vérifié que l'occupation du sol n'ait pas changé depuis 1955. Pour terminer, les valeurs mesurées en 2013 pour les points des deux unités ré-échantillonnées en 2005 et 2013 (cultures en Région Limoneuse et prairies en Ardenne) ont été intégrées dans la base de données CARBOSOL mise à jour dans le lot de données couvrant désormais la période d'observation 2005 - 2014.

3.1.2. VARIABILITES SPATIALES DU CARBONE ORGANIQUE ET DE LA DENSITE APPARENTE DES SOLS

Dans cette section, sont détaillés les résultats de nos travaux concernant tout d'abord la cartographie de la teneur en carbone organique des sols, puis la cartographie de la densité apparente. Dans chaque sous-section, nous abordons successivement les statistiques descriptives de la variable dépendante d'intérêt, puis les relations entre celle-ci et les co-variables, les résultats de modélisation, et pour clore la carte finale. Les données pour les sols agricoles proviennent de la base de données CARBOSOL (2005 - 2014 ; § 3.1.1.3), et pour les forêts de l'IPRFW (1999 – 2012). Les corrections apportées aux différentes données afin de les rendre comparables entre elles sont détaillées dans l'annexe C. Pour rappel, les points échantillonnés n'ont subi aucun changement d'occupation de sols au cours des 60 dernières années.

3.1.2.1. TENEURS EN CARBONE ORGANIQUE DU SOL

Statistiques descriptives des teneurs en COS et relations aux co-variables

Nous présentons ici les statistiques descriptives pour la teneur en carbone organique du sol (COS en g C kg^{-1}) selon les trois occupations du sol retenues (cultures, prairies et forêts ; Fig. 14), avec un sous-classement selon les Régions Agricoles, qui reflètent, en plus des différentes gestions des sols, les grandes variabilités topographiques, climatiques et géo-pédologiques de la Wallonie. L'écart interquartile (Q3 – Q1) a été calculé : il limite autour de la médiane la gamme de valeurs prises par50% des points. Ainsi, on peut considérer cette gamme de valeurs comme prédominante dans les conditions environnementales considérées. Les valeurs supérieures et inférieures à la gamme de valeurs délimitées par l'IQR soulignent alors des sols respectivement enrichis et appauvris en COS par rapport à la moitié des observations faites dans ces mêmes conditions environnementales. De plus,

la cartographie des teneurs en COS des sols se base principalement sur des relations empiriques liant COS et co-variables reconnues comme influençant celui-ci, soit en jouant sur l'apport en matière organique au sol, soit sur la décomposition de celle-ci (activité microbienne). Nous allons donc ici tenter de caractériser les relations existantes entre la teneur en COS et ces co-variables.

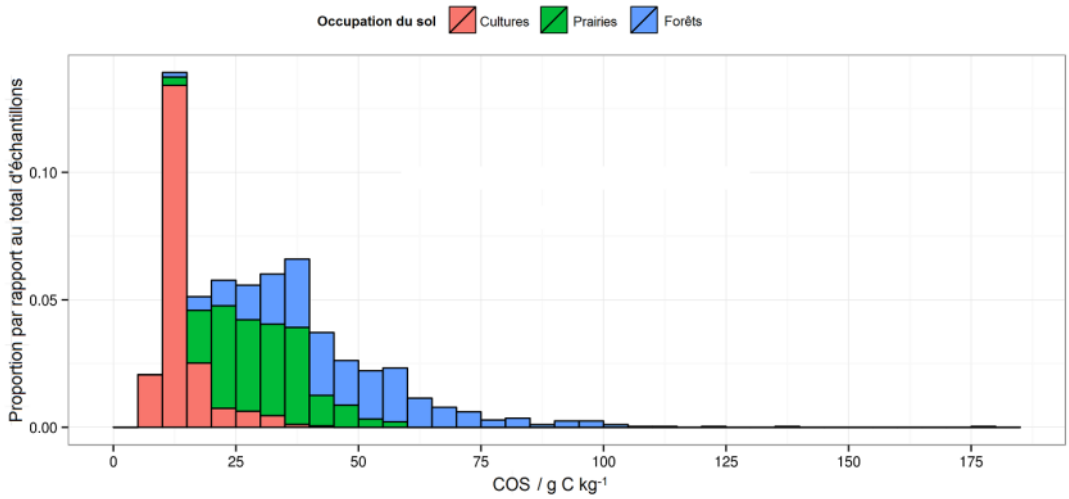


FIGURE 14: HISTOGRAMME CUMULE DES VALEURS OBSERVEES DE COS (G C KG^{-1}) POUR LES OCCUPATIONS DE SOLS CULTURES, PRAIRIES ET FORETS, D'APRES LA BASE DE DONNEES CARBOSOL (2005 - 2014) ET IPRFW (DEPUIS 1999).

Les sols sous cultures (n = 371) présentent une teneur médiane en carbone organique relativement basse de 12.8 g C kg^{-1}, et une valeur interquartile de 3.3 g C kg^{-1} soulignant la faible variabilité du COS dans les sols cultivés. Les valeurs médianes les plus basses (< 15 g C kg^{-1}) sont observées dans les régions agricoles dominées par les sols limoneux, localisées au nord-ouest, et occupées principalement par des cultures intensives : Région Sablo-limoneuse, Limoneuse et Condroz (Tab. 3 et Fig. 15 et 16). De plus, les valeurs Q1 pour ces régions sont proches de 10 g C kg^{-1}, ce qui suggère qu'environ 25% des points échantillonnés dans ces régions sont fortement sensibles aux phénomènes de dégradation des sols tel que l'érosion (Van Camp et al., 2004). Les valeurs médianes les plus importantes sont mesurées dans des régions plus au sud-est de la Wallonie, où l'activité culturale est généralement extensive (Herbagère Liège, Famenne, Jurassique, et Ardenne notamment), avec par exemple une valeur médiane de COS atteignant 28.9 g C kg^{-1} en Ardenne. Plus au sud, les teneurs ont tendance à diminuer en région Jurassique. Cette configuration géographique NW-SE est soulignée par les relations observées entre COS et longitude et latitude (Fig. 17). Celles-ci peuvent s'expliquer grâce au gradient climatique NW-SE observé en Wallonie (Fig. 7), lui-même relié à l'altitude, comme le démontre l'importance des relations entre le COS et les précipitations (ρ = 0.44), les températures (ρ = - 0.56) et l'altitude (0.58). Bien que moins d'échantillons aient été prélevés dans le sud-est de la Wallonie par rapport au nord-ouest (du fait de la répartition spatiale des occupations de sols), ceci souligne l'effet des précipitations et des faibles températures sur la production primaire nette et la baisse de l'activité microbienne, et donc de la décomposition de la MO. Une relation positive moins nette (ρ = 0.26) est visible entre COS et apports de C par fumures, lié au fait certainement que les données de fumures soient agrégées au niveau communal. Une forte relation ressort également entre les teneurs en COS et le facteur cultural C (ρ = -0.54), la valeur du facteur diminuant avec la densité de la couverture végétale. Donc, plus le facteur C est élevé plus il y

a apport de matière organique (via les résidus de cultures notamment) et plus le sol est protégé de l'érosion.

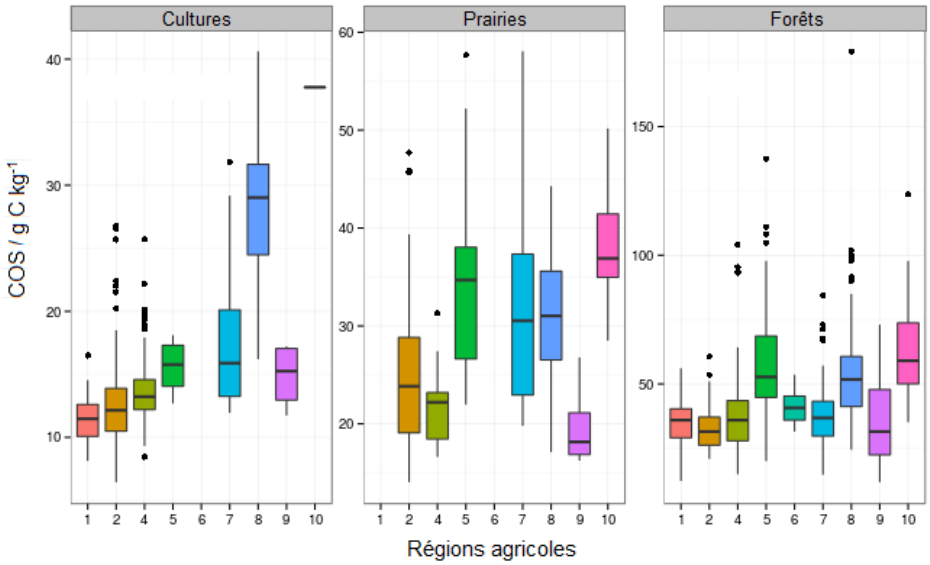


FIGURE 15: BOX-PLOT DES TENEURS EN COS POUR LES CULTURES ET PRAIRIES (CARBOSOL 2005-2014), ET LA BASE POUR LES FORETS (IPRFW DEPUIS 1999), EN FONCTION DES REGIONS AGRICOLES : (1) REGION SABLO-LIMONEUSE, (2) REGION LIMONEUSE, (4) CONDROZ, (5) HERBAGERE LIEGE, (6) HERBAGERE FAGNES, (7) FAMENNE, (8) ARDENNE, (9) REGION JURASSIQUE ET (10) HAUTE ARDENNE.

TABLEAU 3: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DU COS (G C KG^{-1}) DANS LES CULTURES PAR REGION AGRICOLES (2005-2014).

Régions agricoles	n	min	Q1	moyenne	médiane	Q3	max	IQR
Sablo-limoneuse	59	8.1	10.1	11.6	11.5	12.6	16.5	2.5
Limoneuse	133	6.5	10.5	12.6	12.2	13.9	26.8	3.4
Campine Hennuyère	-	-	-	-	-	-	-	-
Condroz	127	8.4	12.2	13.8	13.2	14.6	25.7	2.3
Herbagère Liège	4	12.7	14.0	15.6	15.8	17.3	18.1	3.3
Herbagère Fagnes	-	-	-	-	-	-	-	-
Famenne	18	11.9	13.2	18.1	15.9	21.4	31.8	8.2
Ardenne	23	16.2	24.5	28.1	28.9	31.5	40.6	7.0
Jurassique	6	11.7	13.0	14.9	15.3	17.1	17.2	4.1
Haute Ardenne	1	37.8	37.8	37.8	37.8	37.8	37.8	0.0
Total	371	6.5	11.5	14.2	12.8	14.8	40.6	3.3

TABLEAU 4: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DU COS (G C KG^{-1}) DANS LES PRAIRIES PAR REGION AGRICOLES (2005-2014).

Régions agricoles	n	min	Q1	moyenne	médiane	Q3	max	IQR
Sablo-limoneuse	-	-	-	-	-	-	-	-
Limoneuse	49	12.3	18.6	24.8	22.9	28.8	47.7	10.2
Campine Hennuyère	-	-	-	-	-	-	-	-
Condroz	22	16.0	18.4	22.4	22.3	24.2	31.3	5.7
Herbagère Liège	40	19.5	26.3	33.4	33.2	37.6	57.7	11.3
Herbagère Fagnes	-	-	-	-	-	-	-	-
Famenne	41	14.8	22.5	30.5	27.3	37.1	58.0	14.6
Ardenne	42	17.1	27.3	31.2	31.4	35.6	44.3	8.3
Jurassique	4	16.2	16.9	19.8	18.2	21.1	26.8	4.3
Haute Ardenne	23	28.5	35.0	37.8	36.9	40.2	50.2	5.2
Total	221	12.3	22.5	29.6	29.0	35.9	58.0	13.4

TABLEAU 5: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DU COS (G C KG^{-1}) DANS LES FORETS PAR REGION AGRICOLES (1999-2012).

Régions agricoles	n	min	Q1	moyenne	médiane	Q3	max	IQR
Sablo-limoneuse	17	12.2	24.4	32.0	32.4	36.8	56.1	12.4
Limoneuse	19	20.9	27.7	33.9	31.5	36.8	60.6	9.1
Campine Hennuyère	1	31.2	31.2	31.2	31.2	31.2	31.2	0.0
Condroz	72	14.9	27.9	38.4	35.0	43.1	104.1	15.2
Herbagère Liège	71	20.0	44.7	58.1	51.8	66.8	137.5	22.1
Herbagère Fagnes	14	31.5	35.8	40.6	39.6	44.8	53.6	9.0
Famenne	104	14.7	29.7	38.2	36.8	43.3	84.5	13.6
Ardenne	229	24.4	41.2	53.1	51.7	61.4	179.3	20.2
Jurassique	67	11.8	21.3	32.1	26.3	37.7	73.0	16.4
Haute Ardenne	34	35.1	50.3	65.2	59.4	76.8	123.7	26.5
Total	628	11.8	33.1	46.5	43.1	56.8	179.3	23.8

En ce qui concerne les relations entre les teneurs en COS et les variables morphométriques autres que l'altitude (Annexe D), on observe une relation positive entre COS et gradient de pente relativement significative (ρ = 0.26), qui peut s'expliquer par le fait que les pentes soient plus importantes dans les régions culminantes du sud-est de la Wallonie. On observe également une relation positive entre COS et la longueur de flux (ρ = 0.41), celle-ci augmentant avec l'altitude, un relief marqué et la sinuosité des chemins de flux. D'un point de vue textural, on observe une relation positive (ρ = 0.28) entre le COS et la teneur en argiles : cet impact positif de la teneur en argiles de par une meilleure stabilité chimique et une plus importante teneur en eau dans les sols a été observé dans différents environnements. C'est également dû au fait que, généralement, la majorité du COS étant sous forme stable, i.e. la fraction stable, se situe dans les classes granulométriques des argiles (0-2 µm) et limons fins (2-20 µm). On constate dès lors que le COS est plus fortement lié à la teneur en argiles et limons fins, avec un coefficient de corrélation ρ = 0.55 (Fig .18). Les sols à texture fine sont également reconnus, grâce à leur plus grande teneur en nutriments et à leur meilleure capacité de rétention en eau, à favoriser la production végétale est donc l'apport de MO fraîche au sol.

Les valeurs de teneurs en carbone organique pour les sols de prairie (n = 222) varient entre 12.3 et 58.0 g C kg^{-1}, avec une valeur médiane de 29 g C kg^{-1} (Tab. 4). Il existe de fortes disparités entre régions agricoles avec des valeurs médianes variant de 18.2 g C kg^{-1} en Région Jurassique à 36.9 (g C kg^{-1}) en Haute Ardenne. Les régions Limoneuse et le Condroz, tout comme pour les sols en cultures, présentent des valeurs relativement basses par rapport aux régions dominées par une occupation de sol sous prairies. L'interquartile est de 13.4 g C kg^{-1} pour l'ensemble des sols sous prairies de la Wallonie indique une plus grande variation des valeurs de COS pour les sols sous prairies que pour les sols sous cultures. L'influence du gradient climatique et altitudinal se fait également ressentir pour les sols sous prairies : on observe d'assez bonnes relations entre COS et altitude (ρ = 0.37 ; Fig. 19), précipitations (ρ = 0.36) et températures (ρ = - 0.34). Une relation équivalente existe également avec la longitude (ρ = 0.36), mais pas la latitude contrairement aux cultures. On observe également ici l'influence des apports de C par fumures (ρ = 0.3). Quant aux autres variables morphométriques, seule une faible relation entre COS et longueur de flux ressort (ρ = 0.17). Les corrélations entre COS et argiles, et argiles et limons fins, apparaissent ici équivalente avec respectivement des coefficients de corrélation ρ = 0.37 et ρ = 0.39.

Les sols sous forêts (n = 628) possèdent les plus fortes valeurs de teneurs en COS en comparaison des cultures et prairies, avec une valeur médiane de 43.1 g C kg^{-1} (Tab. 5). Il existe également ici une forte disparité entre les régions agricoles, avec tout comme pour les prairies, une valeur médiane minimum observée dans la région Jurassique (26.3 g C kg^{-1}), et une valeur médiane maximum de 59.4 g C kg^{-1} en Haute Ardenne. Les sols forestiers présentent également la plus forte valeur d'IQR (23.8 g

C kg^{-1}) et des valeurs extrêmes séparées d'un ordre de grandeur (de 11.8 et 179.3 g C kg^{-1}). Les corrélations entre COS et variables altitudinale et climatiques sont du même ordre que celles observées en prairies (Fig. 20). On observe également de faibles relations, positives, avec plusieurs co-variables morphométriques, telles que la pente, la courbure et le TPI. Ces relations laissent penser que les sols sous forêts localisées préférentiellement sur les hauts plateaux, proches des crêtes ou au sommet de collines, ont tendance à être plus riches en COS que les sols sous forêts localisés en bas de pente. Bien que les échantillons de l'IPRFW soient prélevés sous la litière, la nature de celle-ci (Mull, Moder ou Mor) influence grandement la teneur en COS des sols. Il existe plus de litières de type Mor et Moder, qui favorisent la conservation de la MO, sur les sols acides localisés en sommet, alors que les litières de type Mull, qui favorisent elles la dégradation de la MO, se situent préférentiellement sur les sols calcaires de fond de vallée. Alors qu'il n'existe pas de relations entre COS et argiles dans les sols forestiers, une corrélation de $\rho = 0.21$ est observable avec les argiles et limons fins.

Les semi-variogrammes expérimentaux des observations de COS selon l'occupation de sols sont proposés à titre indicatif en Annexe D (Fig. A6).

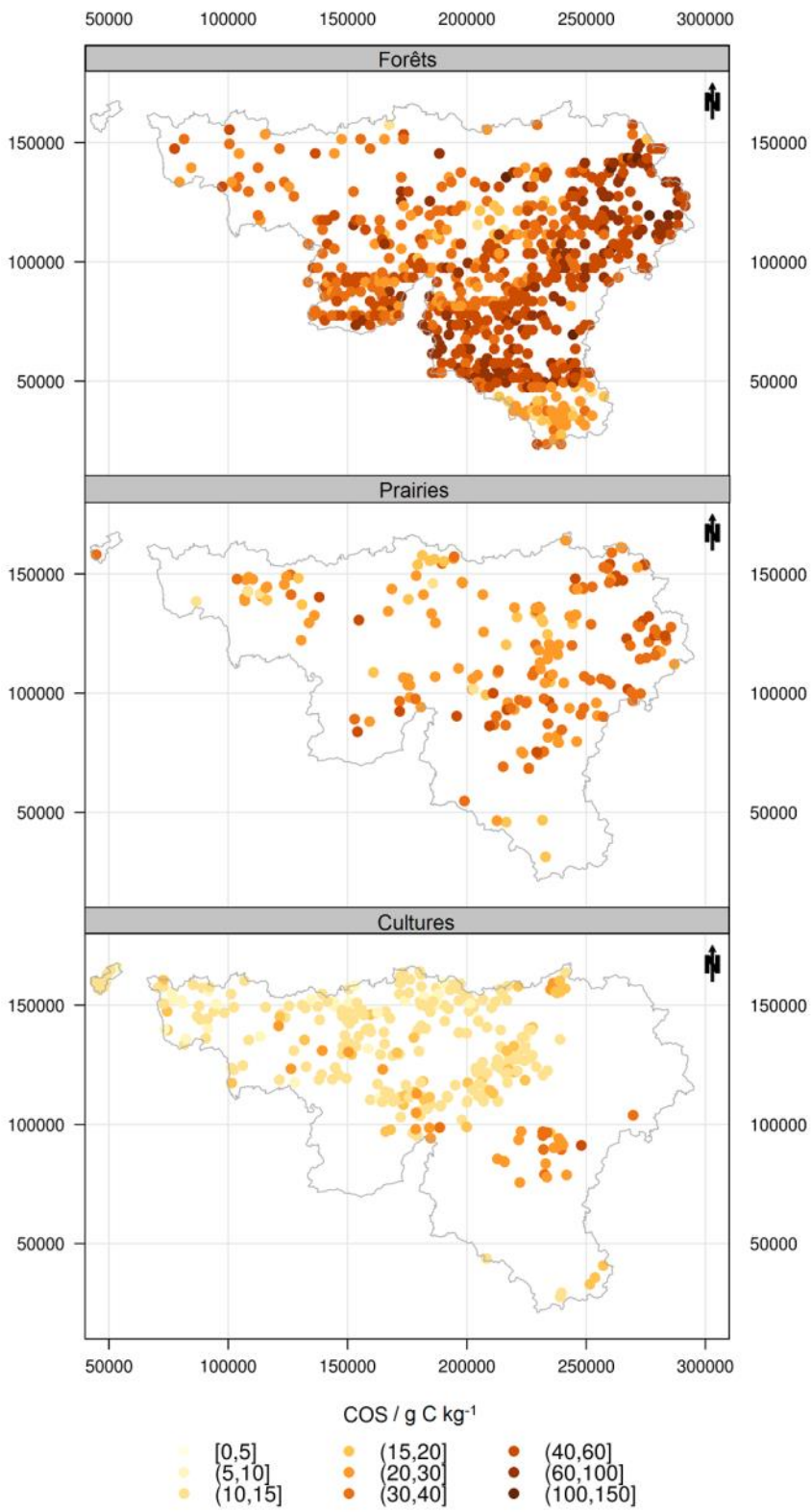


FIGURE 16: CARTES DE LOCALISATION DES VALEURS OBSERVEES EN COS (G C KG^{-1}) (D'APRES LES BASES DE DONNEES : CARBOSOL 2005- 2014 ET IPRFW DEPUIS 1999) SOUS CULTURES, PRAIRIES ET FORETS.

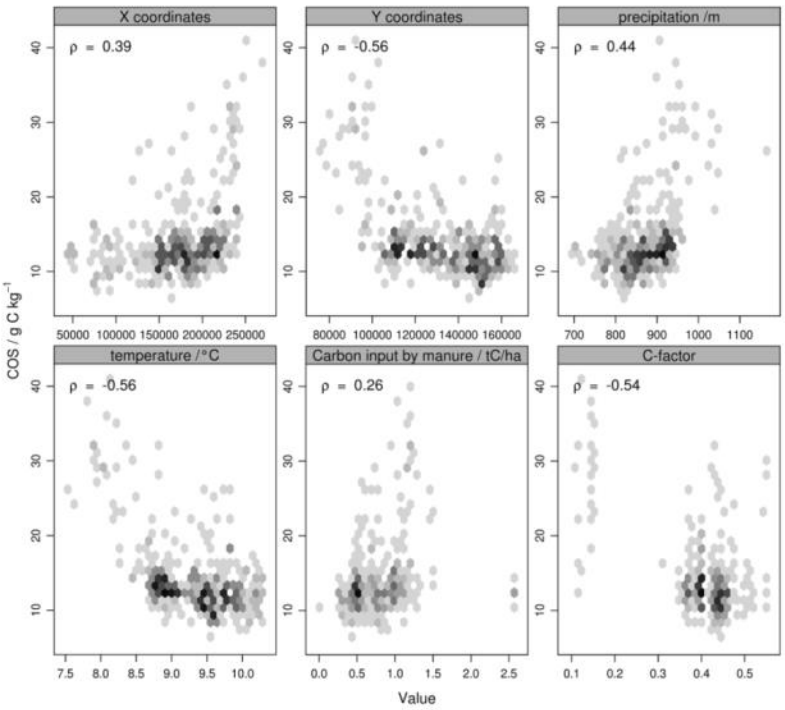


FIGURE 17: RELATIONS ENTRE COS (G C KG^{-1}) ET LES COORDONNEES GEOGRAPHIQUES, LES DONNEES CLIMATIQUES, L'APPORT DE CARBONE PAR FUMURES ET LE FACTEUR C DANS LES SOLS SOUS CULTURES.

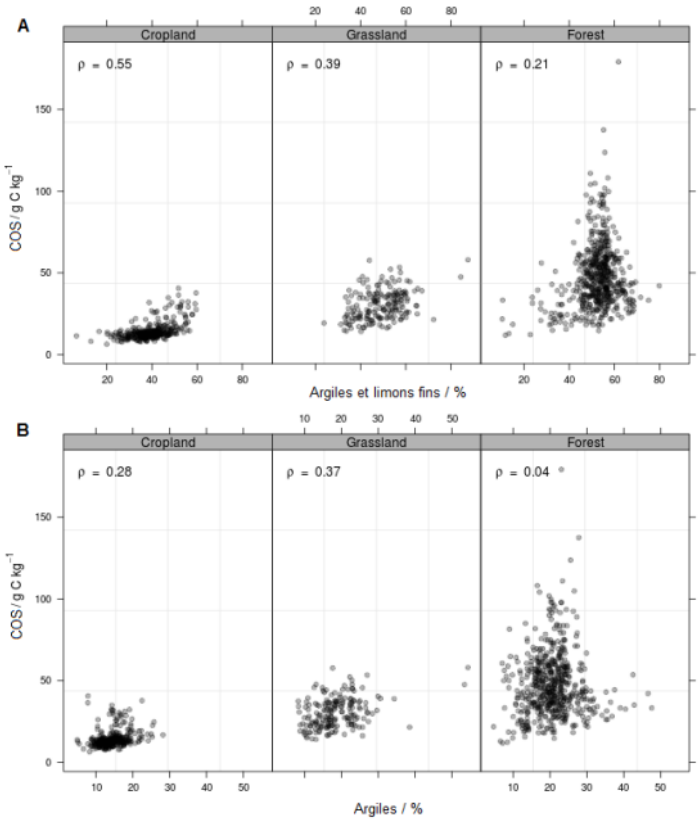


FIGURE 18: RELATIONS ENTRE COS (G C KG^{-1}) ET TENEURS EN ARGILES, ET ARGILES ET LIMONS FINS, POUR LES SOLS SOUS CULTURES, PRAIRIES ET FORETS.

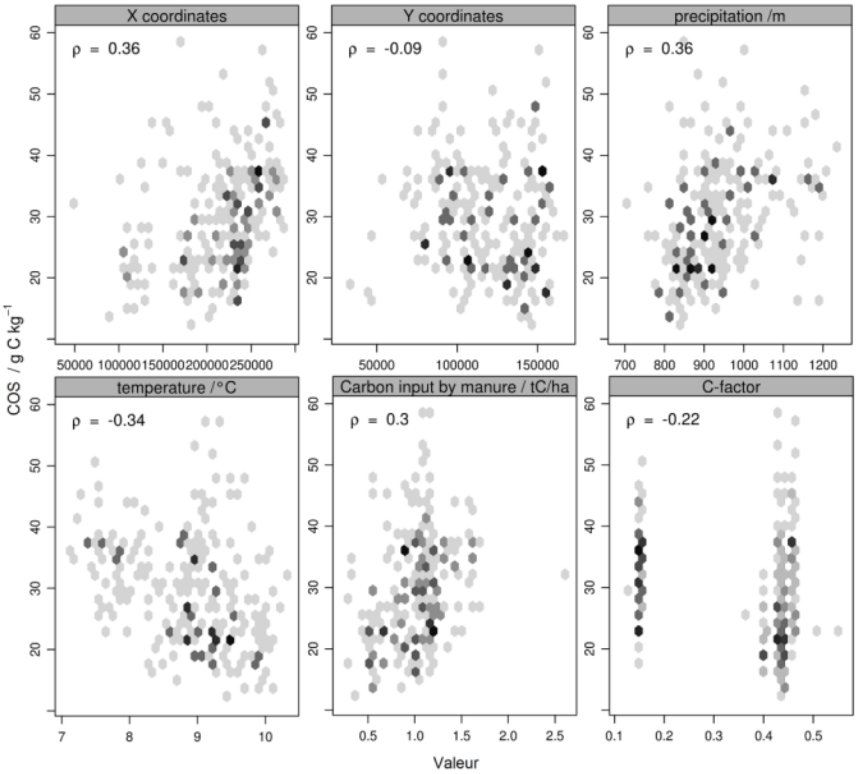


FIGURE 19: RELATIONS ENTRE COS (G C KG^{-1}) ET LES COORDONNEES GEOGRAPHIQUES, LES DONNEES CLIMATIQUES, L'APPORT DE CARBONE PAR FUMURES ET LE FACTEUR C DANS LES SOLS SOUS PRAIRIES.

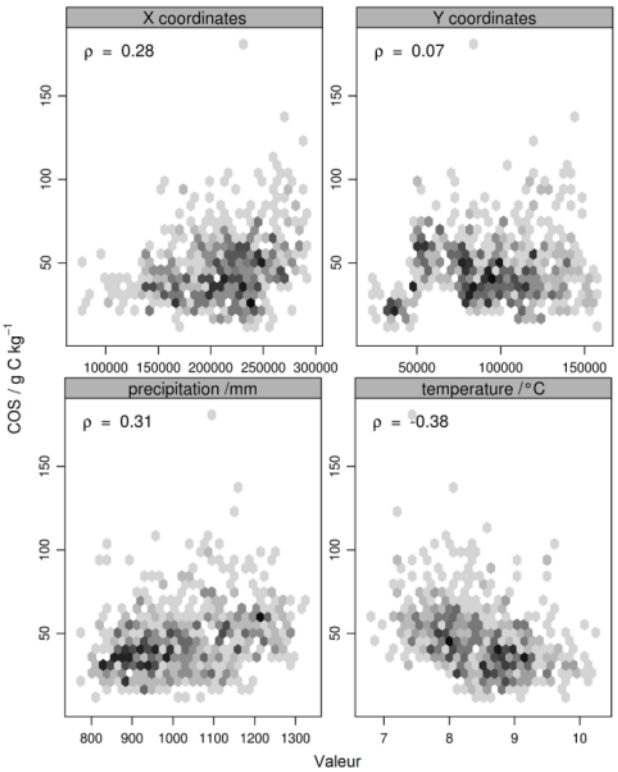


FIGURE 20: RELATIONS ENTRE COS (G C KG^{-1}) ET LES COORDONNEES GEOGRAPHIQUES, LES DONNEES CLIMATIQUES DANS LES SOLS SOUS FORETS.

Modélisation

L'analyse des relations entre COS et co-variables naturelles et anthropiques démontrent que les facteurs dominant la variabilité du carbone organique dans les sols wallons sont l'occupation des sols, le climat et la texture du sol. Ces mêmes combinaisons de facteurs ont pu être observées également en France (Martin *et al.*, 2011), en Angleterre (Verheijen *et al.*, 2005) et au Grand Duché du Luxembourg (Stevens *et al.*, 2014).

Pour les cultures, la procédure pas à pas descendante a sélectionné l'altitude, la teneur en argiles et limons fins, et les coordonnées géographiques pour modéliser la variabilité spatiale du COS, permettant ainsi d'expliquer 70% de la déviance du set de calibration (Tab. 6). Les graphiques confrontant valeurs prédites et observées montrent que le modèle s'ajuste bien sur le set de validation avec un coefficient de détermination R^2 de 0.62 et une (Root Mean Square Error ; Eq. ??) RMSE de 3.2 g C kg^{-1} (Fig. 21). On remarque que le modèle tend à sous-estimer les hautes valeurs observées en cultures (COS > 25 g C kg^{-1}), du certainement au fait qu'il y ait peu de points d'observation au-delà de cette valeur. Le modèle a ensuite été appliqué aux rasters des co-variables sélectionnées afin de produire la carte de COS pour les sols cultivés et la carte d'erreur standard associée (Fig. 22). La carte fait bien ressortir le gradient observé NW-SE avec de plus hautes valeurs dans les régions d'altitude, mais également des valeurs qui de nouveau baissent en Région Jurassique. Les valeurs modélisées à l'est de la Wallonie, Haute Ardenne et région Herbagère liègeoise, sont à prendre avec précaution étant donné qu'il y a très peu ou pas d'observations dans ces régions agricoles (Fig. 16), ce qui est confirmé par la carte d'erreur standard. Ces erreurs pourront être amoindries par le futur si des échantillonnages complémentaires sont effectués dans ces régions ou par l'apport d'observations d'une base de données complémentaire.

Le modèle ajusté pour les prairies sur la base du jeu de calibration explique 37 % de sa déviance en s'appuyant sur trois co-variables que sont les argiles et limons fins, les précipitations et la longitude (Tab. 7). La calibration démontre ici également une sous-estimation des valeurs hautes de COS pour les prairies (COS > 40 g C kg^{-1} ; Fig. 21). La relation entre valeurs prédites et observées, sur base du jeu de validation, ne montre un coefficient de détermination R^2 que de 0.38 avec une RMSE de 6.3 g C kg^{-1}. Ces résultats sont très proches de ceux obtenus avec un modèle GAM pour les prairies au Grand-Duché du Luxembourg (Stevens *et al.*, 2014): R^2 = 0.36 et RMSE = 11.4 g C kg^{-1}. La carte de COS obtenue à partir de ce modèle (Fig. 23) montre des variations spatiales plus marquées que pour les cultures et ce à plus courte distance, quelques kilomètres à dizaines de kilomètres. La carte d'erreur standard montre que les valeurs modélisées en Région Jurassique sont à prendre avec précaution, le nombre d'observations dans cette région étant faible et les changements texturaux importants au sein de cette région.

En ce qui concerne les forêts, le modèle ajusté explique 38 % de la déviance du jeu de calibration à partir de 4 termes : l'altitude, la teneur en argiles et limons fins, le TPI (Topographical Position Index) et la longitude (Tab. 8). Le diagramme des valeurs prédites face aux valeurs observées pour le set de validation montre une relation avec un coefficient de détermination R^2 de 0.35 et une RMSE de 14.4 g C kg^{-1}. Ici également les valeurs hautes (> 60 g C kg^{-1}) sont sous-estimées par le modèle. La carte de COS produite pour les sols forestiers montre, comme la carte de COS en prairies, des variations marquées dans l'espace sur quelques kilomètres à dizaine de kilomètres. La carte d'erreur standard souligne que les valeurs modélisées le long de la frontière nord de la Wallonie en région Limoneuse et Sablo-limoneuse sont à interpréter avec précaution du fait d'une densité d'observation plus faible dans ces régions dominées par les cultures agricoles (Fig. 24). Bien que la baisse importante de la teneur en COS de l'Ardenne à la région Jurassique soit modélisée, on note tout de même une erreur

standard un peu plus élevée en Région Jurassique malgré une densité importante d'observations (Fig. 18).

	Modèle de base	Modèle final
(Interception)	2.61***	2.61***
Altitude	3.59***	4.76***
Pente	0.69	0.00
Eastness	0.75	0.00
Northness	1.66**	0.00
Argiles et limons fins	0.95***	0.93***
Précipitations	1.10E-03	0.00
Températures	3.33***	0.00
Facteur C	2.40E-04	0.00
Apport de C par fumures	1.00E-04	0.00
Facteur LS	0.64*	0.00
Longueur de flux	1.29*	0.00
TPI 100m	0.84**	0.00
X, Y	8.53***	8.67***
nombre d'observations	240	240
nombre de termes lissés	13	3
deviance expliquée	0.74	0.70
R^2 ajusté	0.71	0.68

	Modèle de base	Modèle final
(Interception)	3.40***	3.40***
Altitude	0.00	0.00
Pente	0.00	0.00
Eastness	0.64	0.00
Northness	1.08*	0.00
Argiles et limons fins	0.97***	0.97***
Précipitations	0.96***	0.95***
Températures	0.00	0.00
Apport de C par fumures	0.00	0.00
Facteur LS	0.00	0.00
Longueur de flux	0.00	0.00
TPI 100m	0.00	0.00
Y	3.22***	3.22***
nombre d'observations	138	138
nombre de termes lissés	12	3
deviance expliquée	0.40	0.35
R^2 ajusté	0.37	0.32

TABLEAUX 6-7: RESUME DES PARAMETRES DU GAM AJUSTE POUR LA MODELISATION DUCOS DANS LES SOLS SOUS CULTURES (A GAUCHE) ET PRAIRIES (A DROITE).

	Modèle de base	Modèle final
(Interception)	3.82***	3.82***
Altitude	2.53***	2.50***
Pente	0.95***	0.00
Eastness	0.00	0.00
Northness	0.00	0.00
Argiles et limons fins	2.36***	2.49***
Précipitations	0.98	0.00
Températures	0.00	0.00
Longueur de flux	1.80	0.00
TPI 100m	1.91***	2.88***
Y	3.63***	3.63***
nombre d'observations	402	402
nombre de termes lissés	10	4
deviance expliquée	0.41	0.38
R^2 ajusté	0.39	0.37

TABLEAU 8: RESUME DES PARAMETRES DU GAM AJUSTE POUR LA MODELISATION DU COS DANS LES SOLS SOUS FORETS.

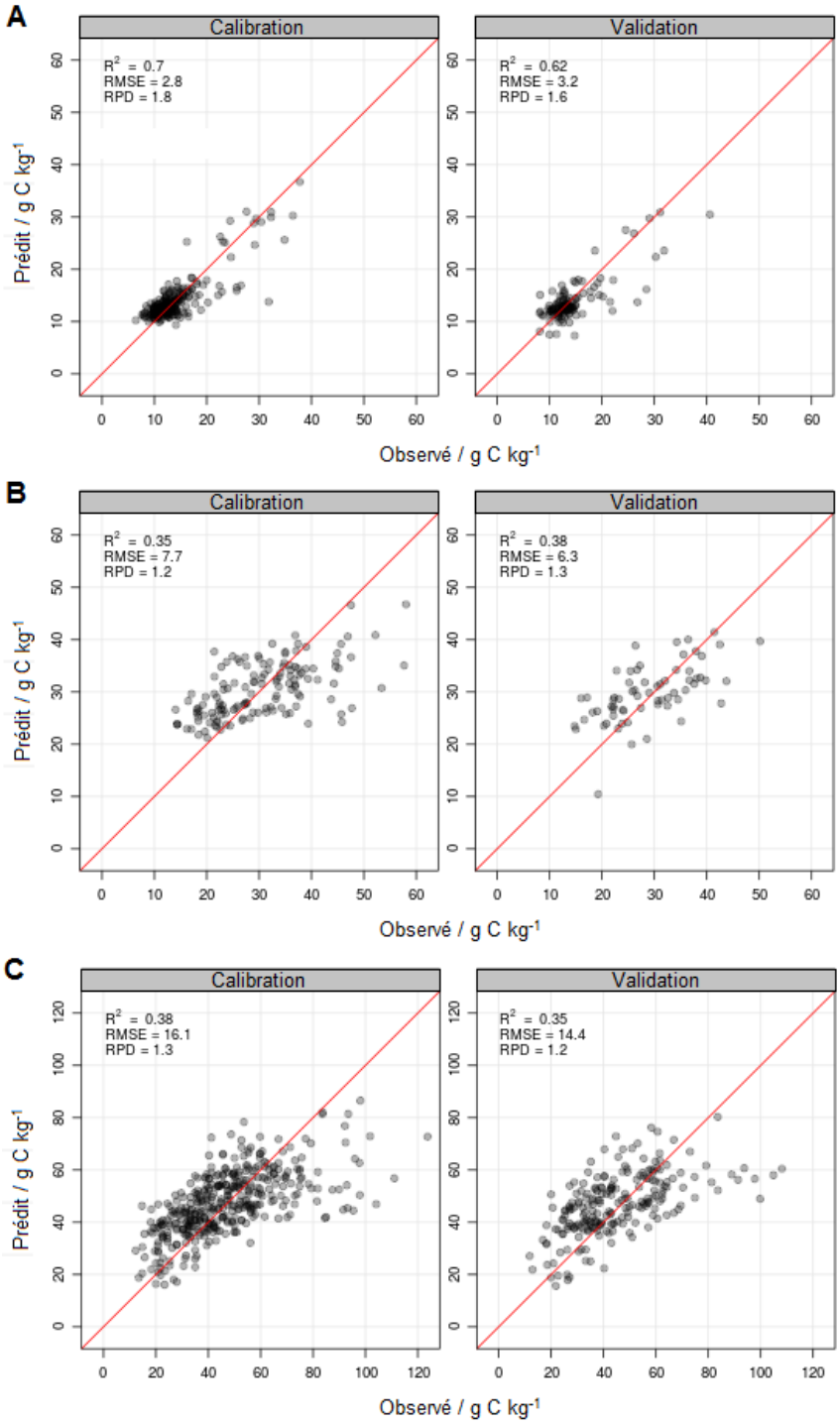


FIGURE 21: DIAGRAMMES DES VALEURS PREDITES FACE AUX VALEURS OBSERVEES DE COS (G C KG^{-1}) DANS LES JEUX DE CALIBRATION ET DE PREDICTION RELATIFS AUX (A) CULTURES, (B) PRAIRIES ET (C) FORETS.

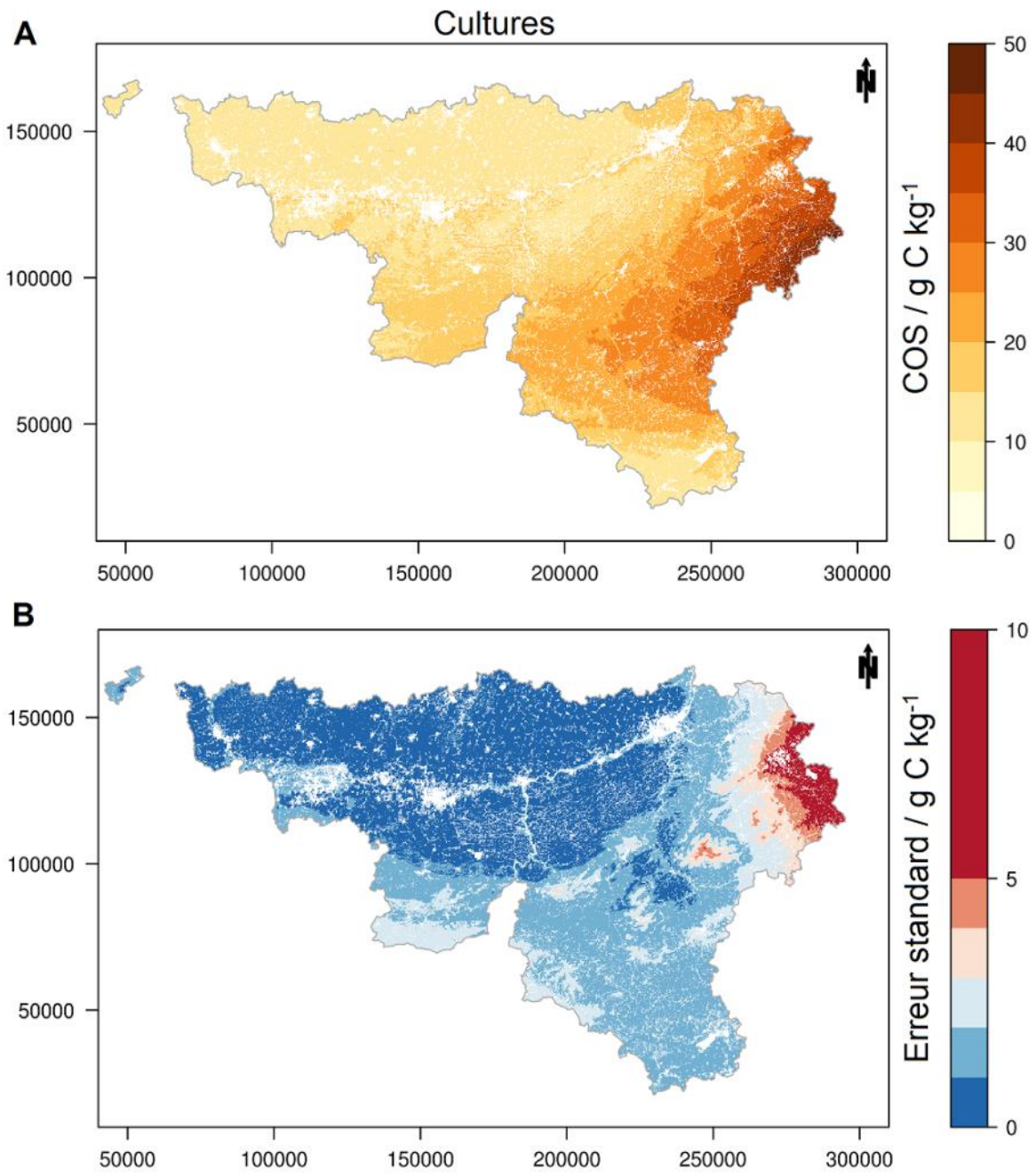


FIGURE 22: CARTES DE (A) PREDICTION, ET (B) ERREUR STANDARD ASSOCIEE, DU COS POUR LES SOLS SOUS CULTURES EN WALLONIE.

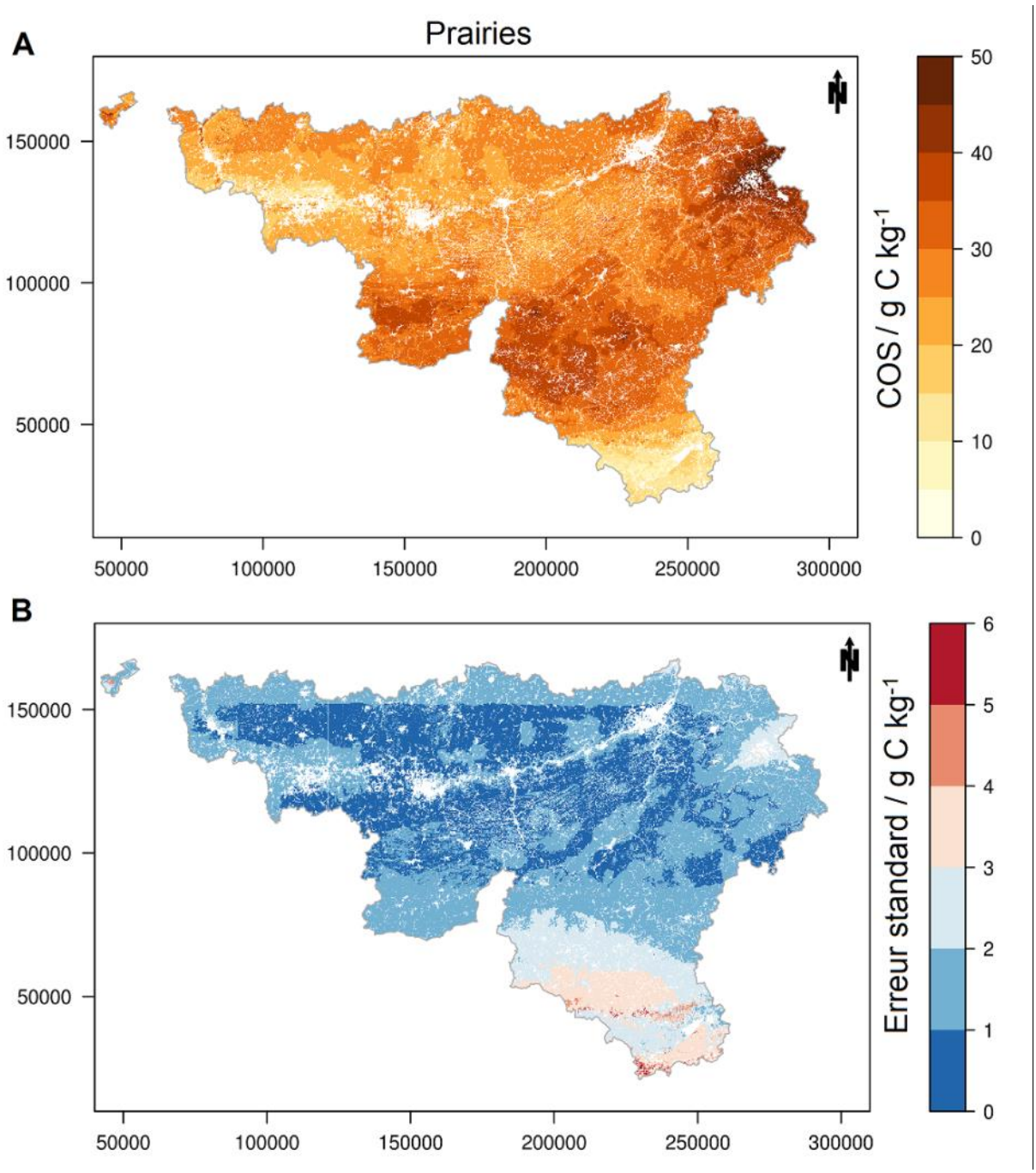


FIGURE 23: CARTES DE (A) PREDICTION, ET (B) ERREUR STANDARD ASSOCIEE, DU COS POUR LES SOLS SOUS PRAIRIES EN WALLONIE.

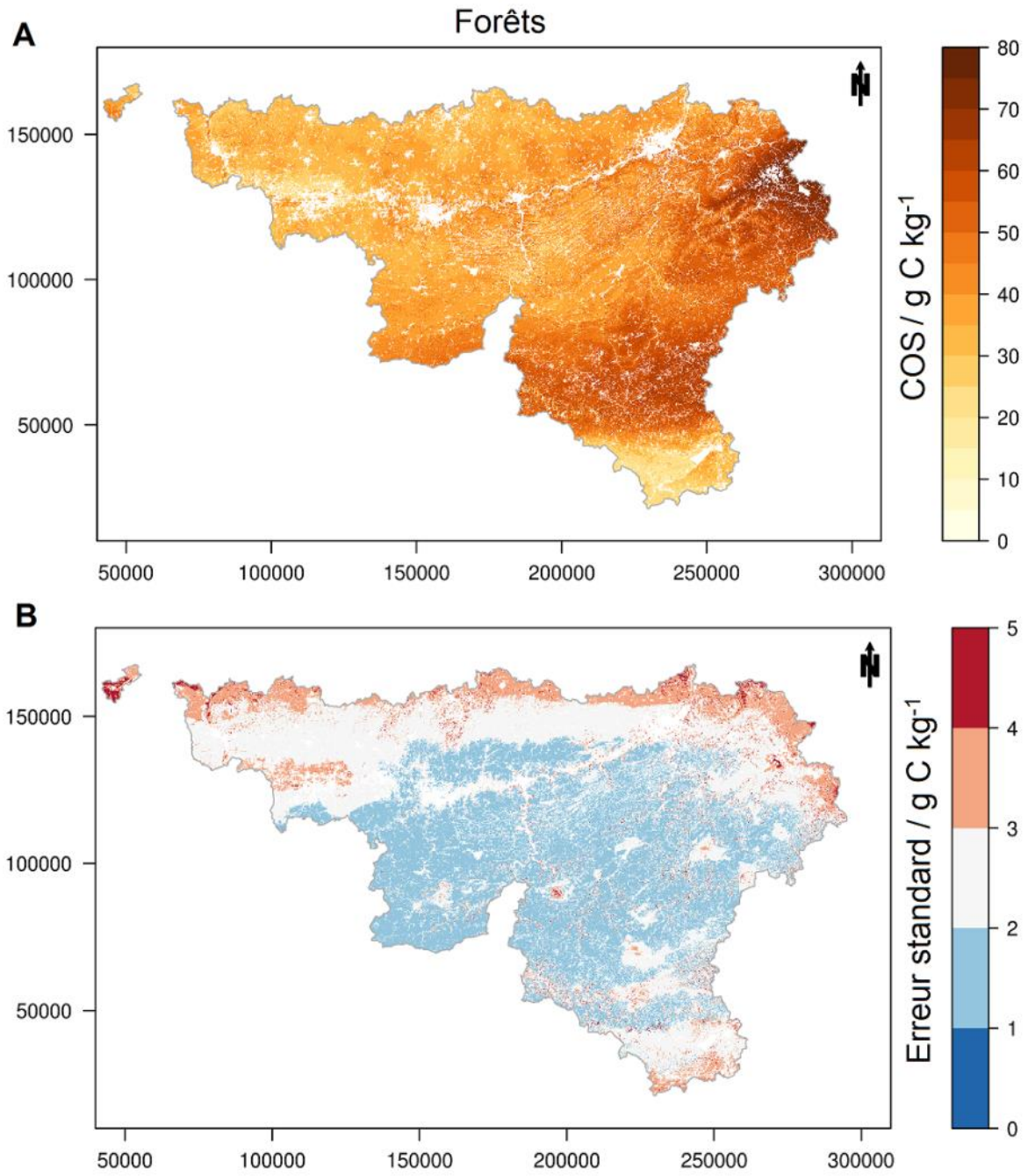


FIGURE 24: CARTES DE (A) PREDICTION, ET (B) ERREUR STANDARD ASSOCIEE, DU COS POUR LES SOLS SOUS FORETS EN WALLONIE.

Carte finale

Les cartes produites ci-dessus ont été combinées afin d'obtenir la carte finale des teneurs en COS en Wallonie (Fig. 25) On observe bien une tendance générale NW-SE d'augmentation des teneurs en COS, liée aux agents climatiques et aux variations altitudinales. A plus courte distance les variations sont largement dominées par la répartition spatiale des occupations de sol et la variabilité spatiale de la teneur en argiles et limons fins. La Figure 26 montre les histogrammes des valeurs modélisées selon l'occupation du sol. On remarque en comparant les distributions des valeurs prédites et les

valeurs observées (Fig.21) que les valeurs les plus élevées pour chaque occupation de sol sont sous-estimées par les modèles ajustés.

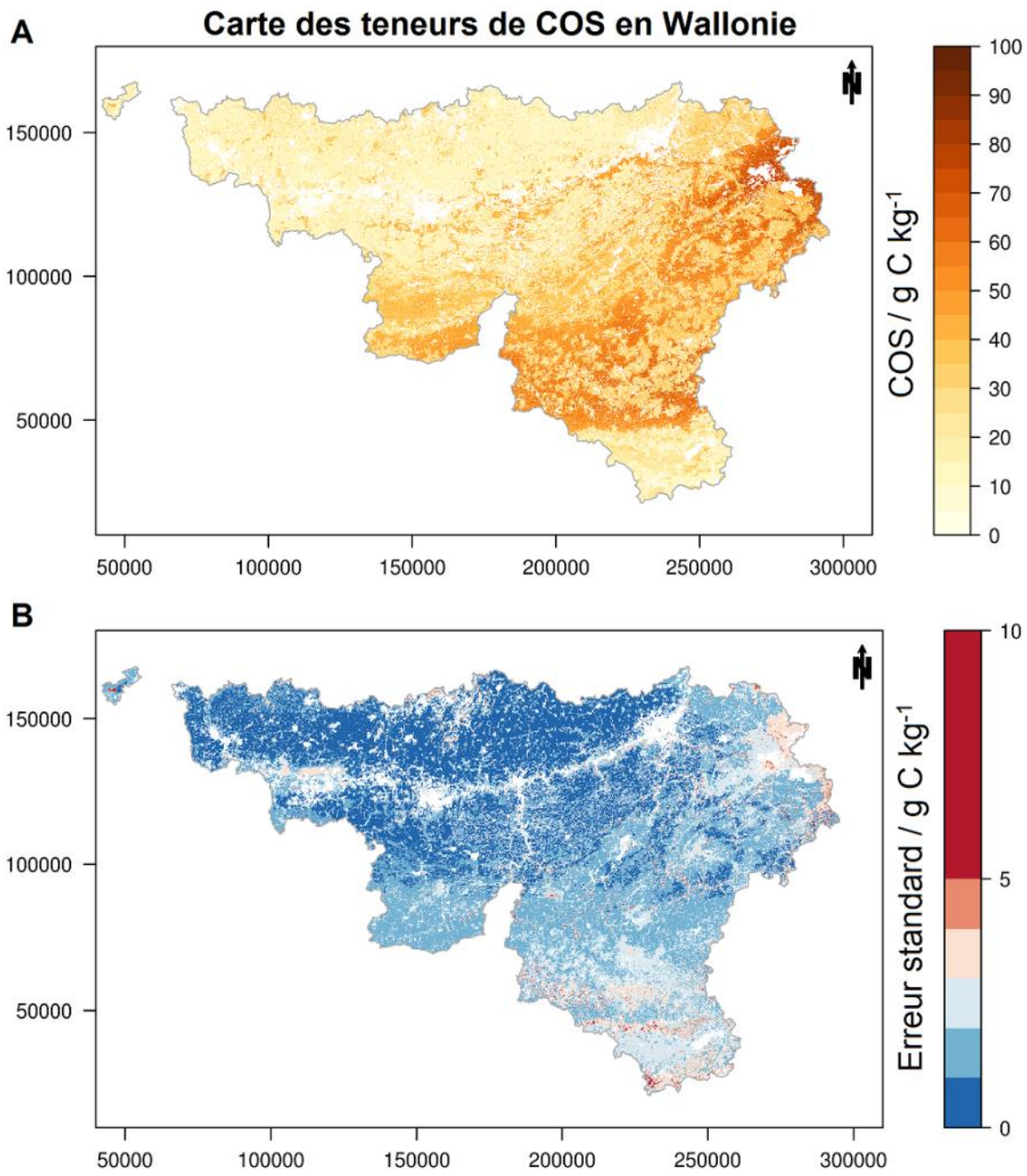


FIGURE 25: CARTES DE (A) PREDICTION, ET (B) ERREUR STANDARD ASSOCIEE, DU COS POUR LES SOLS SOUS CULTURES, PRAIRIES ET FORETS EN WALLONIE.

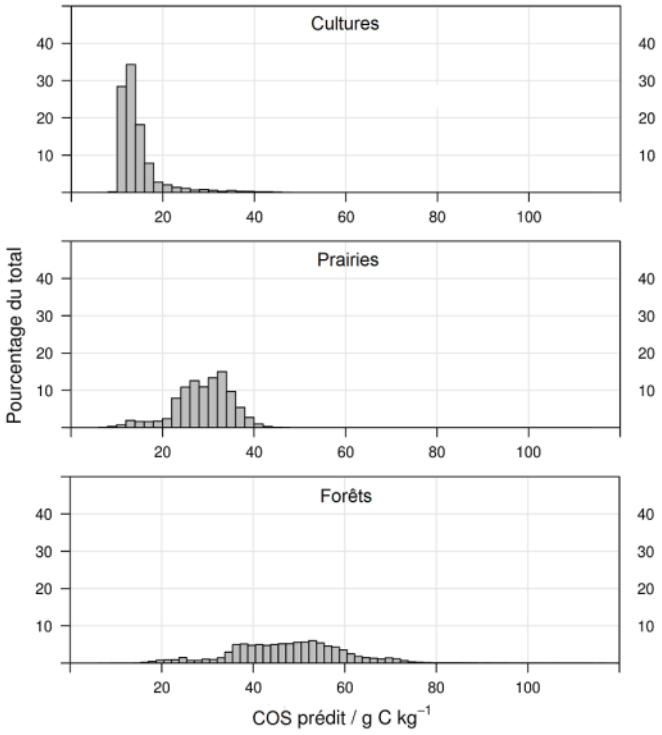


FIGURE 26: HISTOGRAMMES DES VALEURS PREDITES ET CARTOGRAPHIEES DE COS (G C KG^{-1}) POUR LES CULTURES, PRAIRIES ET FORETS.

3.1.2.2. DENSITE APPARENTE DES SOLS

La densité apparente est un paramètre physique important des sols, mais qui est malheureusement très peu souvent mesuré au cours des prospections pédologiques. De ce fait, la densité apparente est principalement évaluée par des fonctions de pédotransfert, développées empiriquement, à partir de mesures d'autres propriétés du sol disponibles (de Vos *et al.*, 2005), notamment la teneur en carbone organique (COS) et la granulométrie.

Validation de la carte de densité apparente des sols du projet EPHESIA

Une carte de densité apparente des sols a été produite sur toute la Wallonie à l'occasion d'une étude dédiée à l'évaluation des risques de compaction des sols dans la région (projet EPHESIA, Fig. 27). Ces estimations ont été calculées à partir de formules de pédo-transfert proposées par Hollis *et al.* (2012). Ces auteurs ont développé ces fonctions en se basant sur 1545 mesures de densité apparente d'horizons provenant d'une grande variété de types de sols du Royaume-Uni (bas de données de l'Université de Cranfield – National Soil Resource institute). Ces formules ont ensuite été validées sur des données provenant de différents pays européens. Les fonctions de pédo-transfert utilisées alors estiment la DA des sols à partir de leurs teneurs en COS, argiles et sables. Les données spatialisées utilisées alors pour le calcul des cartes de DA ont été réalisées à partir d'une technique de regression kriging appliquée aux mesures AardeWerk pour les classes texturales et la teneur en COS (0 – 40cm). Il est important de noter que nous n'avons pu évaluer les valeurs de DA pour la même profondeur, et n'avons donc pu comparer ces résultats qu'à des valeurs mesurées sur la profondeur 0-30 cm. Cette différence peut expliquer en partie les observations présentées ci-dessous.

Les valeurs mesurées par le réseau CARBOSOL varient pour les 592 points entre 0.73 et 1.68 g cm^{-3}, avec une médiane de 1.33 g cm^{-3}. Les valeurs estimées pour ces mêmes points par les fonctions de

pédo-transfert utilisées lors du projet EPHESIA présentent une plus faible variabilité, avec des valeurs minimale et maximale de 1.32 et 1.74 g cm^{-3}, et une médiane plus élevée de valeur 1.56 g cm^{-3}. On observe alors un faible coefficient de détermination R^2 de 0.20 entre données estimées et données observées, et une RMSE de 0.3 g cm^{-3} (Fig. 28). Les fonctions de pédo-transfert utilisées dans ce précédent projet semblent introduire un biais : elles surestiment la densité apparente des sols, surestimation qui augmente d'autant plus que les sols sont réellement de faible densité. Un nouveau modèle spatial pour la densité apparente des sols a donc été développé ici pour les sols de cultures et de prairies, se basant sur un modèle GAM calibré sur les données observées du réseau CARBOSOL.

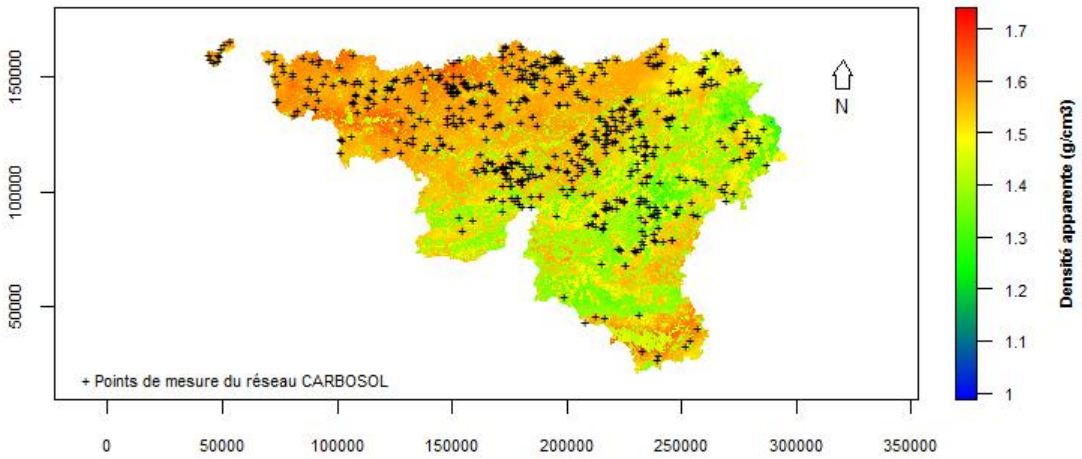


FIGURE 27: CARTE DES DA PREDITES PAR FONCTIONS DE PEDO-TRANSFERT (PROJET EPHESIA) ET LOCALISATION DES POINTS D'OBSERVATION (RESEAU CARBOSOL).

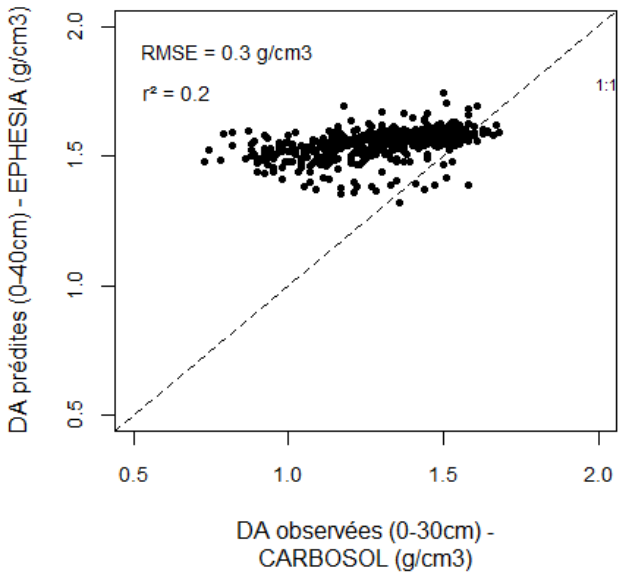
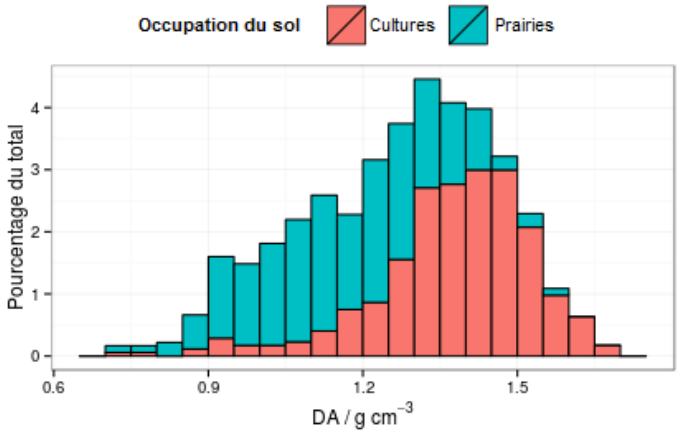


FIGURE 28 : RELATIONS ENTRE DONNEES DE DA PREDITES PAR FONCTIONS DE PEDO-TRANSFERT (PROJET EPHESIA) ET DONNEES OBSERVEES (RESEAU CARBOSOL).

Statistiques descriptives des valeurs mesurées de DA (CARBOSOL) et relations aux co-variables

Comme pour les données de COS, nous présentons pour les mesures de densité apparente des sols (DA) des statistiques descriptives par occupation de sol (Fig. 29), avec un sous-classement par régions agricoles (Fig. 30). Ainsi, seules les statistiques pour les cultures et les prairies sont présentées, étant donné que nous ne disposons d'aucune mesure pour les sols forestiers. La confrontation des résultats de prédiction de DA du projet EPHESIA et nos données mesurées est présentée en Annexe E.



;

FIGURE 29: HISTOGRAMME CUMULE DES VALEURS OBSERVEES DE DENSITE APPARENTE (DA ; G CM $^{-3}$) POUR LES OCCUPATIONS DE SOLS CULTURES ET PRAIRIES, D'APRES LA BASE DE DONNEES CARBOSOL (2005 – 2014).

L'ensemble des échantillons de sols sous cultures (n = 371) possède une gamme de valeur étendue de densité apparente, de 0.73 à 1.68 g cm^{-3}, avec une valeur médiane de 1.40 g cm^{-3} (Tab. 9). Cette valeur médiane peut montrer de fortes variations d'une région agricole à l'autre avec une valeur d'environ 1 g cm^{-3} en Ardenne et Haute Ardenne, et une valeur de 1.50 g cm^{-3} en région Sablo-limoneuse. D'une manière générale, les mesures de densité apparente se comportent à l'inverse des mesures de COS, en étant plus basses dans les régions agricoles de culture extensive situées au SE de la Wallonie et en étant plus élevées dans les régions de NE de culture intensive (Fig. 30 et 32 ; § 3.1.2.1). Ceci est appuyé par une relation entre DA et COS, logiquement négative, de coefficient de corrélation ρ = - 0.57, et les relations observées entre DA et la latitude/longitude (Fig. 31 ; Annexe E), ainsi qu'avec les co-variables liées au gradient climatique NW-SE (altitude, température et précipitation). De même que les données de COS, les données de DA présentent une relation plus robuste avec la teneur en argiles et limons fins (ρ = -0.44 ; Annexe E) qu'avec les argiles (ρ = - 0.24).

Pour les sols sous prairies, les valeurs de densité apparente varient sur une amplitude de 0.74 à 1.68 g cm^{-3} (Tab. 10), comparable à celles des sols sous cultures. Cependant, la valeur médiane de DA en prairie est de 1.19 g cm^{-3}, plus basse que pour les sols cultivés (1.40 g cm^{-3}). Les valeurs médianes entre régions agricoles varient de 0.95 cm^{-3} en Haute Ardenne à 1.30 g cm^{-3} en région Limoneuse. Les régions agricoles dédiées majoritairement aux prairies (à l'est et sud-est de la Wallonie, Fig. 30 et 32) montrent en effet les valeurs de DA les plus basses également ici. La relation entre DA et COS affiche un coefficient de corrélation de – 0.56, on retrouve alors avec les autres co-variables des relations inverses à celles observées pour le COS (Fig. 31, Annexe D). Les valeurs de DA et les teneurs en argiles et limons fins présentent une relation avec un coefficient de corrélation ρ = - 0.44, plus élevé que celui mesuré pour la relation DA – teneur en argiles ρ = - 0.34 (Annexe E). On observe également de bonnes relations entre DA et teneurs en limons (ρ = 0.39), et entre DA et teneurs en sables (ρ = 0.23).

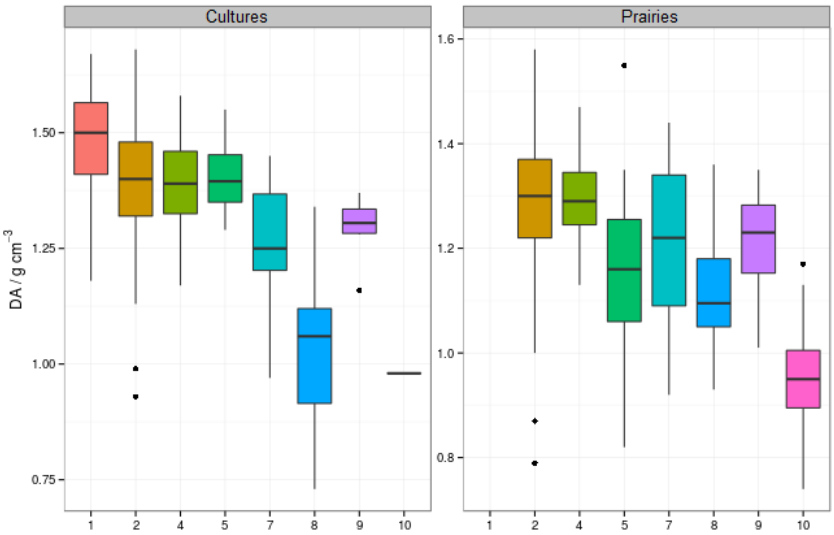


FIGURE 30: BOX-PLOT DES MESURES DE DENSITE APPARENTE (G CM^{-3}) DANS CARBOSOL (2005-2014), POUR LES CULTURES ET PRAIRIES, EN FONCTION DES REGIONS AGRICOLES : (1) REGION SABLO-LIMONEUSE, (2) REGION LIMONEUSE, (4) CONDROZ, (5) HERBAGERE LIEGE, (6) HERBAGERE FAGNES, (7) FAMENNE, (8) ARDENNE, (9) REGION JURASSIQUE ET (10) HAUTE ARDENNE.

TABLEAU 9: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DE DA (G CM^{-3}) DES SOLS SOUS CULTURES PAR REGION AGRICOLES.

Régions agricoles	n	min	Q1	moyenne	médiane	Q3	max	IQR
Sablo-limoneuse	59	1.18	1.41	1.48	1.50	1.56	1.67	0.16
Limoneuse	133	0.93	1.32	1.40	1.40	1.48	1.68	0.16
Campine Hennuyère	-	-	-	-	-	-	-	-
Condroz	127	1.17	1.33	1.39	1.39	1.46	1.58	0.13
Herbagère Liège	4	1.29	1.35	1.41	1.40	1.45	1.55	0.10
Herbagère Fagnes	-	-	-	-	-	-	-	-
Famenne	18	0.97	1.20	1.27	1.25	1.37	1.45	0.17
Ardenne	23	0.73	0.92	1.03	1.06	1.12	1.34	0.21
Jurassique	6	1.16	1.28	1.29	1.31	1.34	1.37	0.05
Haute Ardenne	1	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.00
Total	371	0.73	1.31	1.37	1.40	1.47	1.68	0.16

TABLEAU 10: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DE DA (G CM^{-3}) DES SOLS SOUS PRAIRIES PAR REGION AGRICOLES.

Régions agricoles	n	min	Q1	moyenne	médiane	Q3	max	IQR
Sablo-limoneuse	-	-	-	-	-	-	-	-
Limoneuse	49	0.79	1.22	1.28	1.30	1.37	1.58	0.15
Campine Hennuyère	-	-	-	-	-	-	-	-
Condroz	22	1.13	1.24	1.29	1.29	1.35	1.47	0.10
Herbagère Liège	-	-	-	-	-	-	-	-
Herbagère Fagnes	40	0.8	1.1	1.2	1.2	1.3	1.6	0.19
Famenne	41	0.92	1.09	1.20	1.22	1.34	1.44	0.25
Ardenne	42	0.93	1.05	1.11	1.10	1.18	1.36	0.13
Jurassique	4	1.01	1.15	1.21	1.23	1.28	1.35	0.13
Haute Ardenne	23	0.74	0.90	0.96	0.95	1.00	1.17	0.11
Total	221	0.74	1.05	1.18	1.19	1.30	1.58	0.25

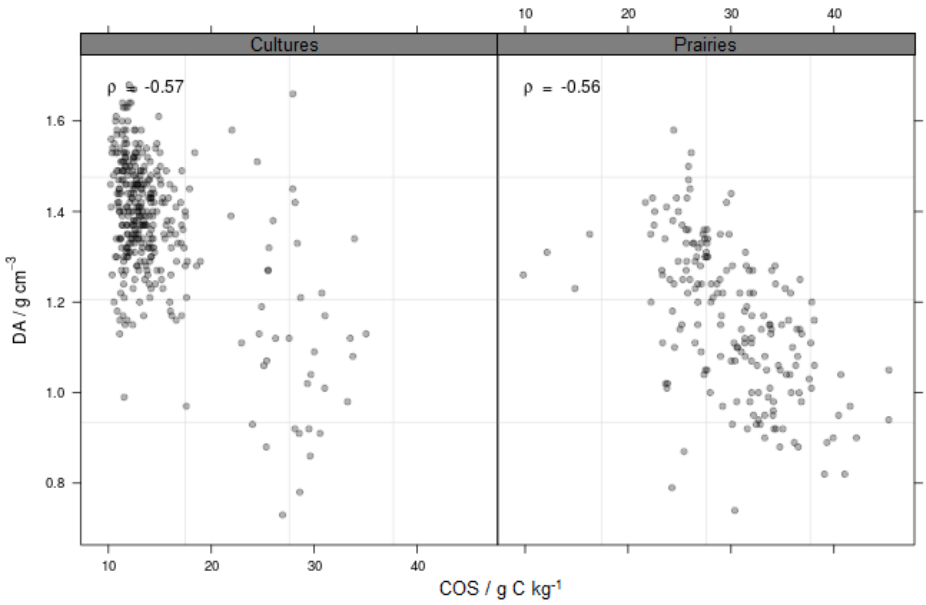


FIGURE 31: RELATIONS ENTRE DA (G CM^{-3}) ET COS (G C KG^{-1}) DANS LES SOLS SOUS CULTURES ET PRAIRIES.

Modélisation

L'analyse exploratoire des relations entre DA et co-variables a mis en avant que le facteur dominant la variabilité de la densité apparente est la teneur en carbone organique total du sol (COS). On observe également une relationsnon-négligeable entre la DA et les teneurs en argiles et limons fins La teneur en argiles et limons fins faisant partie intégrante des modèles de COS établies pour les sols sous prairies et sous cultures, nous ne l'avons dons pas rajouté dans les modèles établis pour modéliser la DA à partir de la teneur en COS. Nous avons tout d'abord effectué des tests de modélisation par occupation de sols, donnant lieu pour chacune a un modèle s'appuyant sur le COS et les coordonnées géographiques (R^2= 0.46 pour les cultures et R^2=0.42 pour les prairies ; résultats non montrés). La co-variable COS prenant déjà en compte l'effet d'occupation de sol, nous avons alors ajusté un modèle sur 2/3 des points de cultures et prairies confondus. Nous avons obtenus un modèle plus robuste (r^2=0.59 et RMSE = 0.12 sur le set de validation ; Fig. 33) expliquant 62% de la déviance du jeu de calibration en se basant sur les co-variables COS, coordonnées géographiques et la classe de drainage (Tab. 11). Cette dernière permet de refléter l'effet global des conditions hydriques des sols sur l'organisation des particules.

Le modèle a été appliqué aux rasters des co-variables d'intérêt pour obtenir une carte de densité apparente des sols sous cultures et prairies, et une carte des erreurs standard associées (Fig. 34). La carte reflète bien le gradient de variation NW-SE lié aux effets des conditions climatiques sur les teneurs en COS. On observe également des variations à plus courtes distances liées aux changements d'occupations de sol. Les valeurs plus élevées d'erreur standard (> 0.1 g cm^{-3}) se rapportent principalement à des zones dominées par des espaces forestiers. La Figure 35 présente les histogrammes des valeurs modélisées selon l'occupation du sol qui s'avèrent relativement proches des histogrammes produits à partir des données observées (Fig. 29).

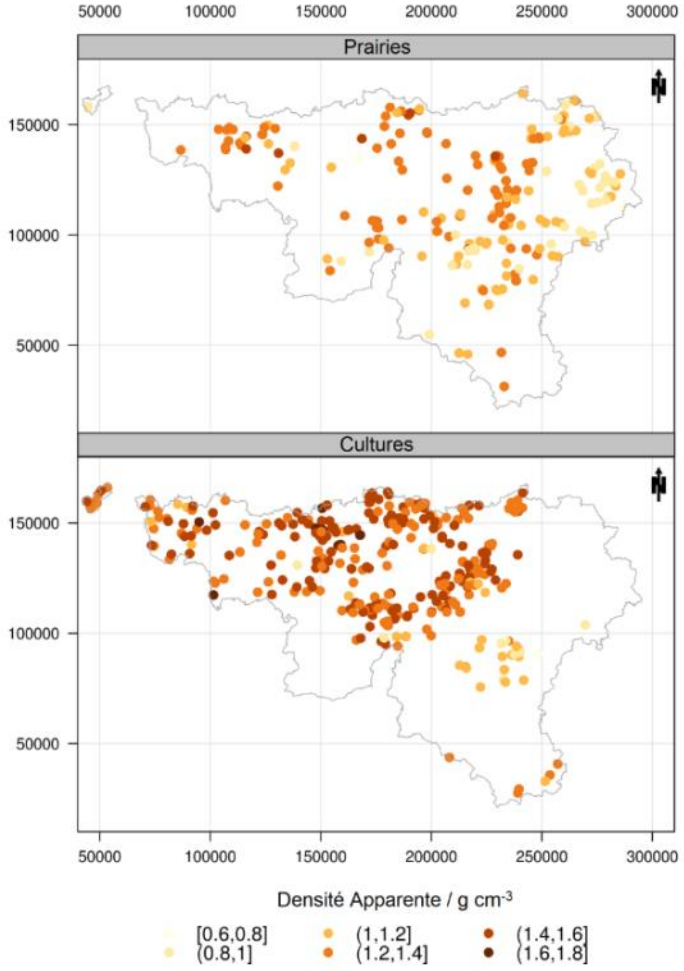


FIGURE 32: CARTES DE LOCALISATION DES VALEURS OBSERVEES DE DA (G CM^{-3}) (D'APRES LES BASES DE DONNEES : CARBOSOL, CARBIOSOL) SOUS CULTURES ET PRAIRIES.

TABLEAU 11: RESUME DES PARAMETRES DU GAM AJUSTE POUR LA MODELISATION DE LA DA DANS LES SOLS SOUS CULTURES ET PRAIRIES.

	Modèle final
(Interception)	0.26***
COS	1.75***
Argiles	0.00
Limons	0.00
Sables	0.20
Classes de drainage	0.95***
X, Y	9.17***
nombre d'observations	356
nombre de termes lissés	6
deviance expliquée	0.61
R^2 ajusté	0.59

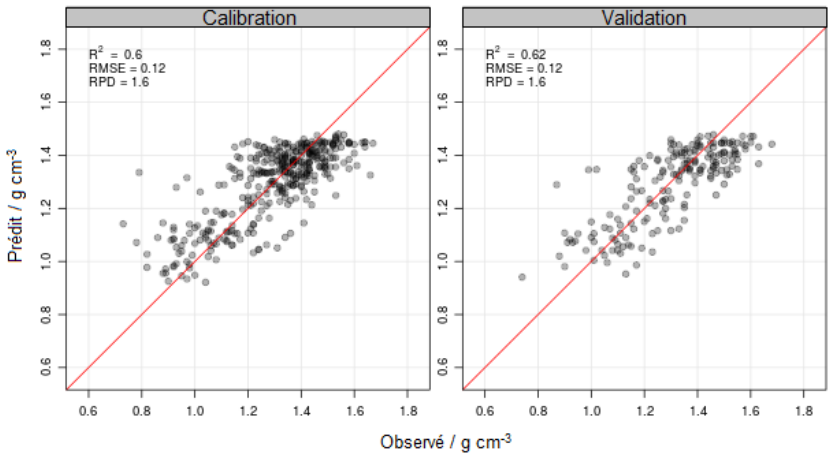


FIGURE 33: DIAGRAMMES DES VALEURS PREDITES FACE AUX VALEURS OBSERVEES DE DA (G CM^{-3}) DANS LES JEUX DE CALIBRATION ET DE PREDICTION RELATIFS AUX CULTURES ET PRAIRIES.

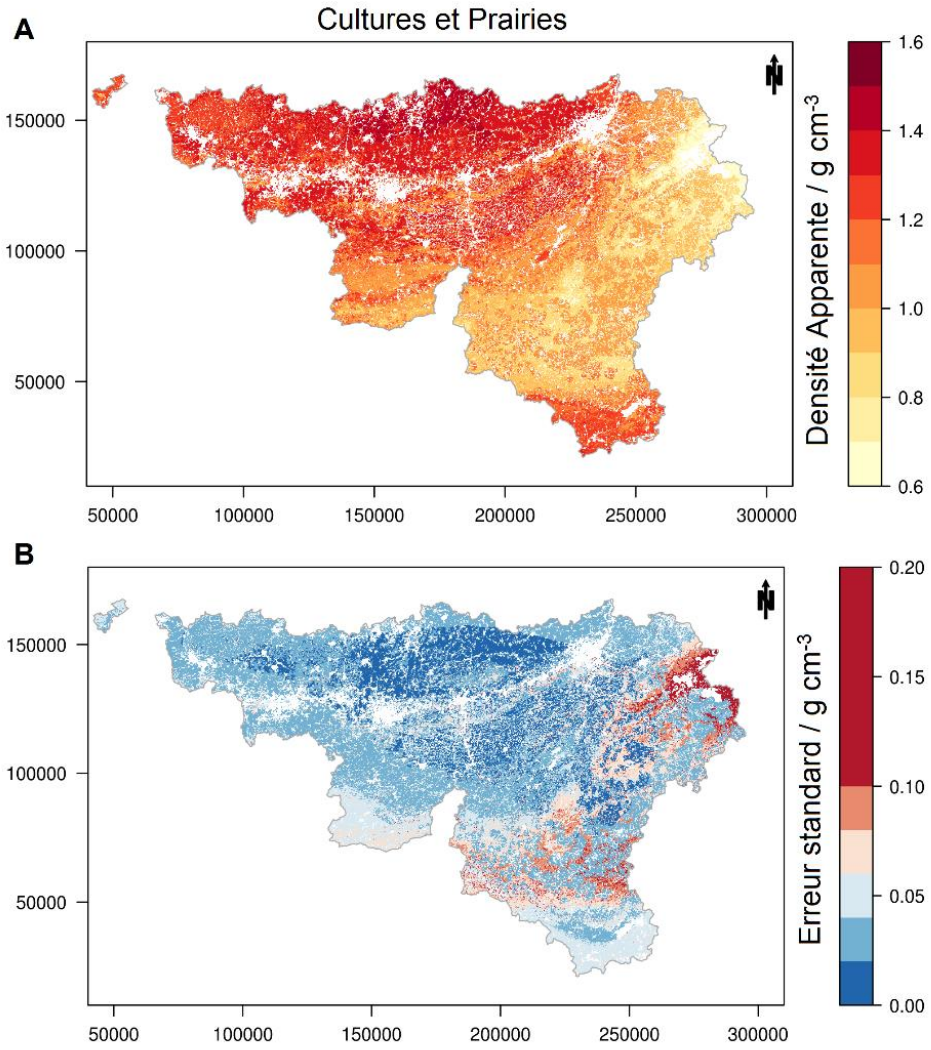


FIGURE 34: CARTES DE (A) PREDICTION, ET (B) ERREUR STANDARD ASSOCIEE, DE DA POUR LES SOLS SOUS CULTURES ET PRAIRIES EN WALLONIE.

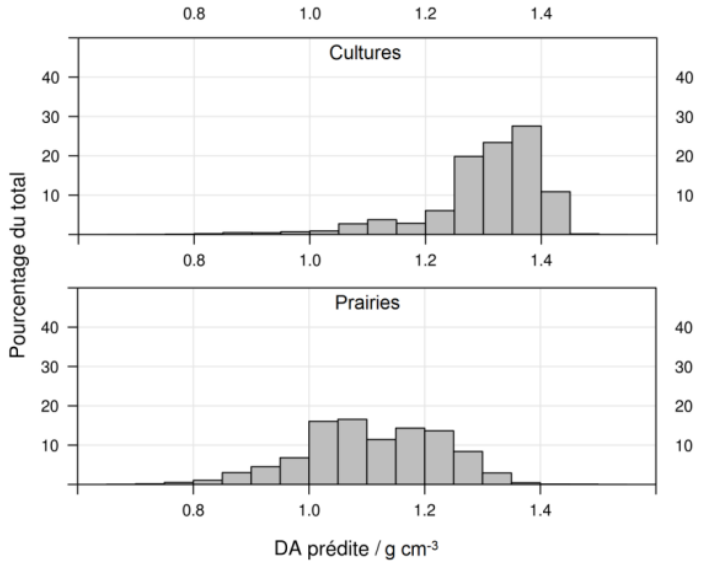


FIGURE 35: HISTOGRAMMES DES VALEURS CARTOGRAPHIEES DE DA (G CM^{-3}) POUR LES CULTURES ET PRAIRIES EN WALLONIE.

Une carte de densité apparente pour les sols forestiers a été produite en se basant sur une fonction de pédo-transfert et s'appuyant sur les rasters des co-variables COS, argiles et sables développés dans ce projet (Fig. 36). Cette carte n'a pas été validée faute de données mesurées de densité apparente disponibles pour les sols forestiers. En toute logique, les zones forestières montrent des valeurs estimées de densité apparente plus faibles que pour les cultures et prairies, variant principalement entre 0.73 et 1.31 g cm^{-3}, et une valeur médiane de 0.96 g cm^{-3}.

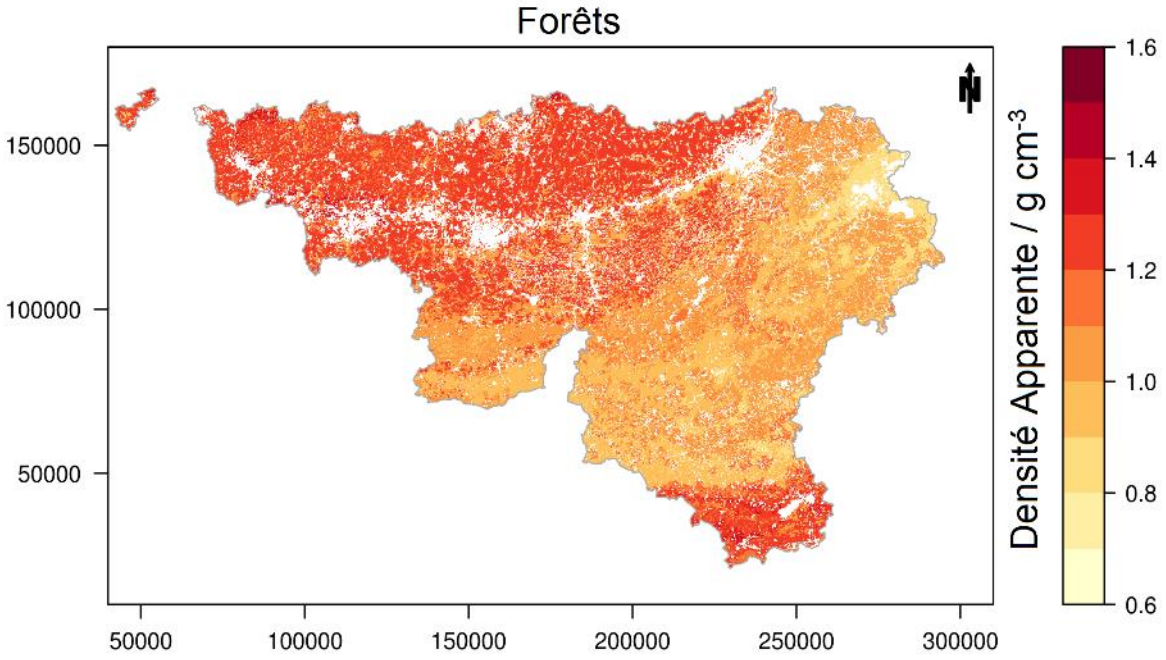


FIGURE 36: CARTE DE DA (G CM^{-3}), NON VALIDEE, POUR LES SOLS FORESTIERS CALCULEES A PARTIR DE LA FONCTION DE PEDO-TRANSFERT DE HOLLIS *ET AL.* (2004).

La carte de densité apparente pour les sols de cultures et prairies et celle pour les sols forestiers ayant été produites avec des méthodes différentes, et cette dernière n'ayant pas été validée, nous avons préféré restés prudents et ne pas combiner ces cartes.

3.1.3. Prospectives a l'etude des fractions organiques du sol en Wallonie

3.1.3.1. Variabilites spatiales et temporelles des fractions de carbone organique sur le site de Longs Tours

Après 42 ans d'expérimentation sur le site de Longs Tours (1970 – 2012), il n'y aucune différence significative pour les teneurs en COS dans la totalité de la matière de sol entre les trois types de pratiques étudiés (RE = 9.2 g C kg^{-1}; FYM = 10.4 g C kg^{-1}; RR = 10.1 g C kg^{-1}). Par contre, des différences significatives ($p < 0.05$) dans les concentrations de carbone stable dans la fraction de sol contenant uniquement des particules de diamètre variant entre 0 et 20 µm (argiles et limons fins) ont été détectées entres les trois traitements (RE = 13.2 g C kg^{-1}; FYM = 16.6 g C kg^{-1}; RR = 15.4 g C kg^{-1}). Les résultats ont également démontré une augmentation hautement significative de la fraction stable entre 1970 et 2012 pour les traitements où un apport supplémentaire de matière organique a été effectué, soit par fumures (FYM : + 19 % ; $p < 0.01$), soit par résidus de cultures (RR : + 14%, $p < 0.01$).

Cette étude a permis de mettre en avant que la variabilité du carbone stable était beaucoup plus faible que celle du carbone labile et du carbone organique total (Fig. 37). L'étude plus détaillée du carbone organique des sols, via ces fractions, permetrait alors de détecter plus aisément des changements en terme de qualité du sol qui ne sont alors pas perceptibles par l'étude classique du COS.

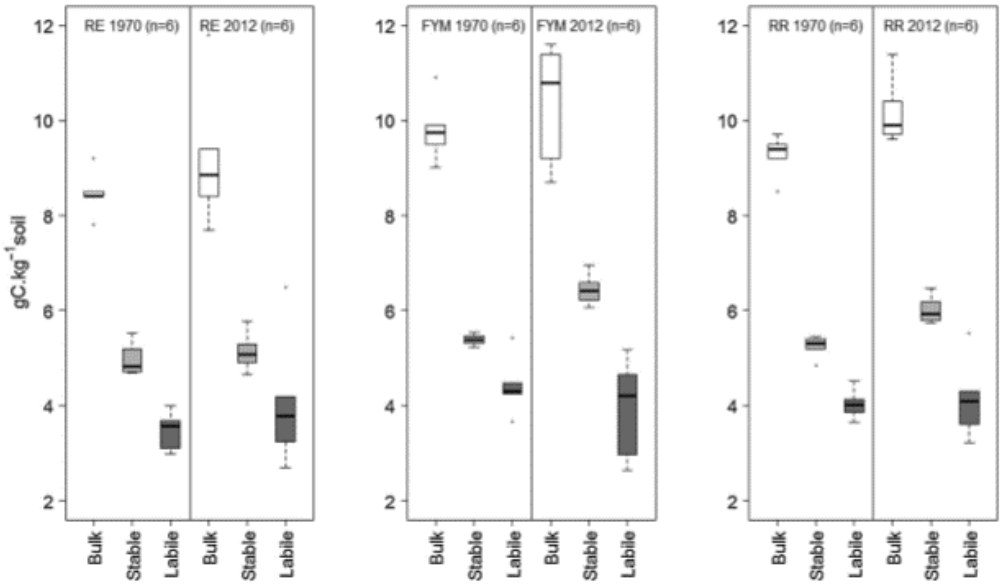


Figure 37: Teneurs en COS (g C kg^{-1}) dans les echantillons bulk et dans les fractions labiles et stables mesurees pour les trois traitements etudies (RE, FYM et RR) et pour deux dates (1970 et 2012) sur le site de Longs Tours (Figure issue de Trigalet *et al.*, 2014).

3.1.3.2. POTENTIEL DE SEQUESTRATION EN CARBONE ORGANIQUE STABLE DES SOLS WALLONS

La valeur théorique de Déficit potentiel de Saturation en Carbone organique stable (Csatdef en g C kg^{-1}) a été calculée pour les sols renseignés dans les bases de données CARBOSOL (2005-2014) à partir des valeurs observées de COS et des teneurs en argiles et limons fins pour les cultures et prairies (Fig. 38 ; Cf § 2.1.6.2). Les valeurs positives représentent un déficit alors que les valeurs négatives signifient que le seuil théorique de saturation a déjà été dépassé. La figure 37 présente les statistiques descriptives de Csatdef théorique par occupation de sol et par régions agricoles. Les valeurs de Csatdef pour les sols cultivés varient de – 0.56 à 18.27 g C kg^{-1} tandis que les valeurs pour les prairies varient de – 13.31 à 23.54 g C kg^{-1} (Tab. 12 et 13). Cet indicateur révèle que 25 % des échantillons de sols prélevés sous prairies auraient déjà atteint leur seuil de saturation face à seulement 1 % des échantillons prélevés sous cultures. Les régions agricoles montrant le plus de potentiel en matière de stockage de carbone organique stable dans les sols cultivés sont les régions les plus riches en argiles et limons fins, c'est-à-dire le Condroz et la Famenne (avec respectivement des valeurs médianes de Csatdef de 12.05 et 11.41 g C kg^{-1} ; Fig. 39). Les régions de Haute Ardenne et Herbagère Liège présentent en grande partie des sols de prairies très proches de l'état de saturation ou à état de saturation, avec respectivement des valeurs médianes de Csatdef de -0.2 et 1.15 g C kg^{-1}.

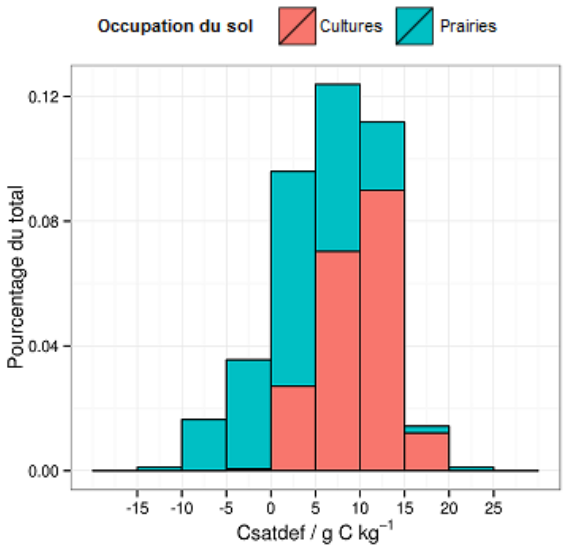


FIGURE 38: HISTOGRAMME CUMULE DES VALEURS CALCULEES THEORIQUES DU POTENTIEL DE SATURATION EN CARBONE ORGANIQUE STABLE DES SOLS (CSATDEF ; G C KG^{-1}) POUR LES OCCUPATIONS DE SOLS CULTURES ET PRAIRIES, D'APRES LA BASE DE DONNEES CARBOSOL (2005-2014).

Ces chiffres nous permettent d'apprécier le potentiel de séquestration en carbone stable des sols wallons, mais il est essentiel de prendre ces chiffres avec précaution. L'hypothèse est ici que le carbone stable représente 62% du COS sur base de ce qui a été observé récemment pour des sols cultivés en Région Limoneuse. Il faudrait préciser, pour différents types de sols et sous différentes occupation de sols, quelles sont les proportions actuelles moyennes de carbone stable.

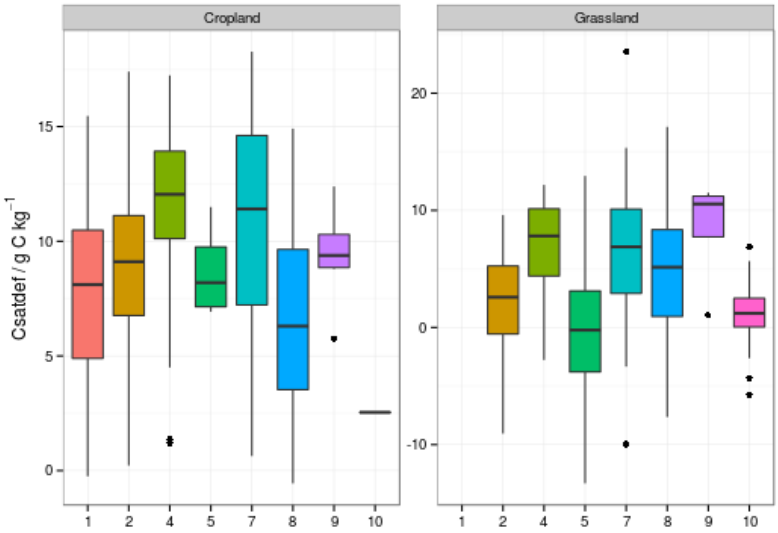


FIGURE 39: BOX-PLOT DES MESURES DE CSATDEF (G C KG^{-1}) DANS LA BASEA DE DONNEES CARBOSOL (2005-2014), POUR LES CULTURES ET PRAIRIES, EN FONCTION DES REGIONS AGRICOLES : (1) REGION SABLO-LIMONEUSE, (2) REGION LIMONEUSE, (4) CONDROZ, (5) HERBAGERE LIEGE, (6) HERBAGERE FAGNES, (7) FAMENNE, (8) ARDENNE, (9) REGION JURASSIQUE ET (10) HAUTE ARDENNE.

TABLEAU 12: STATISTIQUES DE CSATDEF (G C KG^{-1}) POUR LES SOLS SOUS CULTURES PAR REGION AGRICOLES (2005-2014).

Régions agricoles	n	min	Q1	moyenne	médiane	Q3	max	IQR
Sablo-limoneuse	59	-0.3	4.9	7.8	8.1	10.5	15.5	5.59
Limoneuse	133	0.22	6.76	8.86	9.11	11.12	17.40	4.36
Campine Hennuyère	-	-	-	-	-	-	-	-
Condroz	127	1.20	10.12	11.82	12.05	13.93	17.23	3.81
Herbagère Liège	4	6.9	7.1	8.7	8.2	9.8	11.5	2.61
Herbagère Fagnes	-	-	-	-	-	-	-	-
Famenne	18	0.64	7.22	10.51	11.41	14.61	18.27	7.39
Ardenne	23	-0.56	3.53	6.55	6.30	9.64	14.91	6.12
Jurassique	6	5.75	8.85	9.36	9.38	10.30	12.39	1.44
Haute Ardenne	1	2.54	2.54	2.54	2.54	2.54	2.54	0.00
Total	371	-0.56	7.16	9.63	10.04	12.36	18.27	5.21

TABLEAU 13: STATISTIQUES DE CSATDEF (G C KG^{-1}) POUR LES SOLS SOUS PRAIRIES PAR REGION AGRICOLES (2005-2014).

Régions agricoles	n	min	Q1	moyenne	médiane	Q3	max	IQR
Sablo-limoneuse	-	-	-	-	-	-	-	-
Limoneuse	49	-9.06	-0.56	1.94	2.59	5.25	9.59	5.81
Campine Hennuyère	-	-	-	-	-	-	-	-
Condroz	22	-2.77	4.39	7.02	7.81	10.13	12.17	5.74
Herbagère Liège	40	-13.3	-3.8	-0.2	-0.2	3.1	12.9	6.92
Herbagère Fagnes	-	-	-	-	-	-	-	-
Famenne	41	-9.96	2.91	6.40	6.88	10.10	23.54	7.19
Ardenne	42	-7.64	0.94	4.64	5.14	8.35	17.12	7.41
Jurassique	4	1.03	7.74	8.40	10.54	11.21	11.49	3.47
Haute Ardenne	23	-5.72	0.05	1.15	1.20	2.50	6.88	2.45
Total	221	-13.31	0.12	3.43	3.30	7.42	23.54	7.31

Pour terminer, à titre indicatif, nous avons appliqué les calculs présentés en section 2.1.6.2. aux cartes de COS et de teneurs en argiles et limons fins produites dans ce projet. Les valeurs de Csatdef présentée sur cette carte sont à prendre avec beaucoup de précaution, car il ne s'agit là que d'apprécier les variations relatives dans l'espace (Fig. 40). En termes de surface, le plus gros potentiel de séquestration de carbone organique stable apparait donc dans les cultures et prairies de la ceinture limoneuse mais également en Condroz et Famenne.

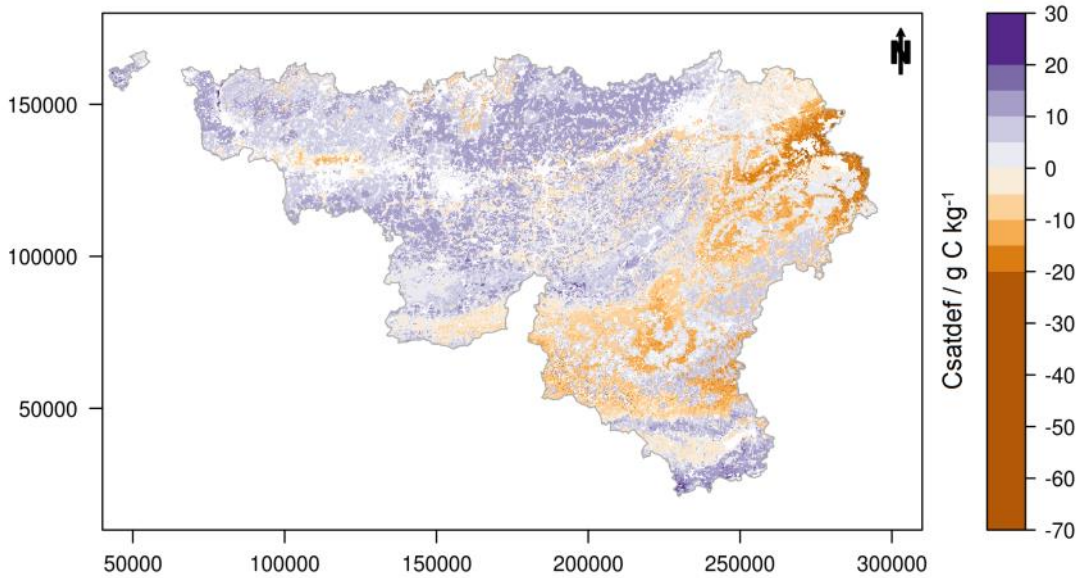


FIGURE 40: CARTE DES VALEURS « THEORIQUES » DE CSATDEF (G C KG^{-1}) DES SOLS EN WALLONIE, PRODUITE A PARTIR DES CARTES DE COS ET DE TENEURS EN ARGILES ET LIMONS FINS (VALEURS A PRENDRE AVEC PRECAUTION).

3.1.4. GAMMES DE VALEURS DES STOCKS DE COS DES SOLS AGRICOLES PAR REGIONS AGRICOLES : DE AARDEWERK (1949-1965) A CARBOSOL (2005-2014)

Les stocks de carbone organique des sols (COS_{st} ; Cf. $ 2.1.4.) ont été calculés sur la profondeur 0-30 cm pour les prairies, et sur la profondeur de labour pour les cultures, pour les points du réseau CARBOSOL pour la période 2005 - 2014, mais également pour la période 1949 – 1965 (base de données AardeWerk ; Fig. 39). Aucun des lieux prospectés n'a subi de changement majeur d'occupation de sols depuis la levée de la carte des sols (base de données AardeWerk), et sont restés soit des sols sous cultures, soit des sols sous prairies. Des statistiques descriptives sont présentées pour chacune des périodes, et ce par régions agricoles. Comme pour les données de teneurs en COS et de densité apparente, l'écart interquartile (Q3 – Q1) a été calculé : il limite autour de la médiane la gamme de valeurs que 50% des points prennent. On peut considérer que cette gamme de valeurs est prédominante dans les conditions environnementales considérées. Dans un but de rapportage plus synthétique, on propose bien souvent la moyenne afin de résumer l'information. La moyenne représente la tendance centrale d'un groupe de données si celles-ci sont distribuées de façon symétrique. Dans le cas d'une distribution asymétrique, comme c'est le cas ici pour les stocks de COS (Fig. 41 A et B), la présence de plusieurs valeurs extrêmes va influencer la valeur de la moyenne, et celle-ci ne décrira plus correctement la tendance centrale des données. La médiane représente la tendance centrale quel que soit le degré d'asymétrie d'une population : son utilisation apparaît donc plus favorable à celle de la moyenne.

D'autres précisions concernant ces données et leur éventuelle utilisation sont nécessaires. La stratégie d'échantillonnage visait à couvrir les unités paysagères couvrant le plus de SAU possible, soit 83% au terme de cette étude. Cela représente 45 unités sur un total de plus de 200. Des régions agricoles sont donc représentées par peu ou pas de points dans le cas de certains couples « occupation de sols/région agricole », et pour les autres, les statistiques présentées ne décrivent alors pas toute la variabilité existant réellement au sein de chacun de ces couples (Figures 42, et Tableaux 14 et 15). Quant aux différences de stocks calculées entre les deux périodes sur base d'une masse équivalente (masse de la prospection 2005 – 2014), cette comparaison n'a d'autre but que d'observer des tendances, étant donné les variations qui peuvent être observées au sein d'une région agricole, et au sein même des périodes d'échantillonnage (> 15 ans pour AardeWerk ; Cf. 3.1.1.2). De plus, les incertitudes associées aux stocks de COS calculés aux différentes périodes au sein de chaque couple « occupation de sols/régions agricoles » n'ont pu être estimées. Les différences de stocks considérées comme significatives par le test non-paramétrique de Wilcoxson (apparié) pourraient être remises en cause si on tient compte des valeurs des incertitudes. Une approche cartographique se basant sur les relations existantes entre stocks de COS et covariables environnementales permettrait d'estimer les stocks de COS sur l'ensemble de la SAU, de calculer des bilans de stocks à l'échelle de chaque région agricole et de la Wallonie entièrement, mais également de pouvoir estimer les incertitudes relatives.

Les stocks de COS calculés pour les sols cultivés variaient entre 13.6 et 162.7 t C ha^{-1}, avec une valeur médiane de 48.1 t C ha^{-1} pour la période 1949-1965 (Fig. 42 et Tab. 14). La Figure 42 montre que l'Ardenne avait la plus forte variabilité de stocks mais également la valeur médiane la plus élevée (92. t C ha^{-1}). Les autres régions montraient une médiane variant de 36 à 49.8 t C ha^{-1}. Plus récemment (2005-2014), les stocks de COS varient de 17.1 à 94.0 t C ha^{-1} en Wallonie, avec une valeur médiane de 46.3 t C ha^{-1}. Les stocks sont plus importants en région Herbagère Liège (médiane de 60.7 t C ha^{-1}) et en Ardenne (médiane de 62.2 t C ha^{-1}). Les autres régions, où les pratiques sont globalement plus intensives, ont des valeurs médianes comprises entre 43.1 à 48.9 t C ha^{-1}. D'une manière générale, la variabilité des stocks de COS en dans les sols cultivés en Wallonie a diminué depuis la prospection AardeWerk, ainsi que les stocks eux-mêmes (moyenne de – 3.5 t C ha^{-1}). Des baisses significatives ont été détectées dans trois régions agricoles, la région Limoneuse, le Condroz et l'Ardenne, avec des baisses respectives moyennes de -4.3, -2.2 et -22.7 t C ha^{-1}.

Comme pour les teneurs en COS, les stocks de COS en prairies et leur variabilité sont supérieurs à ceux observés en cultures (Figs. 41 et 42). Pour la période 1949-1965, les stocks de COS en prairies en Wallonie variaient de 21.9 à 411.3 t C ha^{-1}, avec une valeur médiane de 71.3 t C ha^{-1} (Tab. 15). La région Herbagère Liègeoise montrait alors la plus forte variabilité et les plus hauts stocks de COS avec une médiane de 84.6 t C ha^{-1}. Les autres régions possédaient des stocks médians variant de 59.9 t C ha $^{-1}$ en région Limoneuse à 76.2 t C ha^{-1} en Ardenne. Pour la période de 2005-2014, les prairies wallonnes montrent des stocks variant de 41.1 à 215.6 t C ha^{-1} et une valeur médiane de 88.5 t C ha^{-1}. La région Herbagère Liègeoise reste la région avec les plus hauts stocks de COS (médiane de 105.6 t C ha^{-1}), les plus basses valeurs étant observées dans le Condroz et la égion Jurassique (médianes respectives de 83.5 et 66.1 t C ha^{-1}). Les différences de stocks de COS entre les deux périodes montrent en une augmentation moyenne de 16 t C ha^{-1} sur l'ensemble de la Wallonie (soit + 21%), et une diminution de la variabilité des stocks au niveau de chaque région agricole, excepté la Région Limoneuse. Des augmentations significatives ont été détectées dans 5 des 7 régions investiguées avec des augmentations moyennes variant de + 12.4 t C ha^{-1} en Haute Ardenne à 30.2 t C ha^{-1} en région Limoneuse.

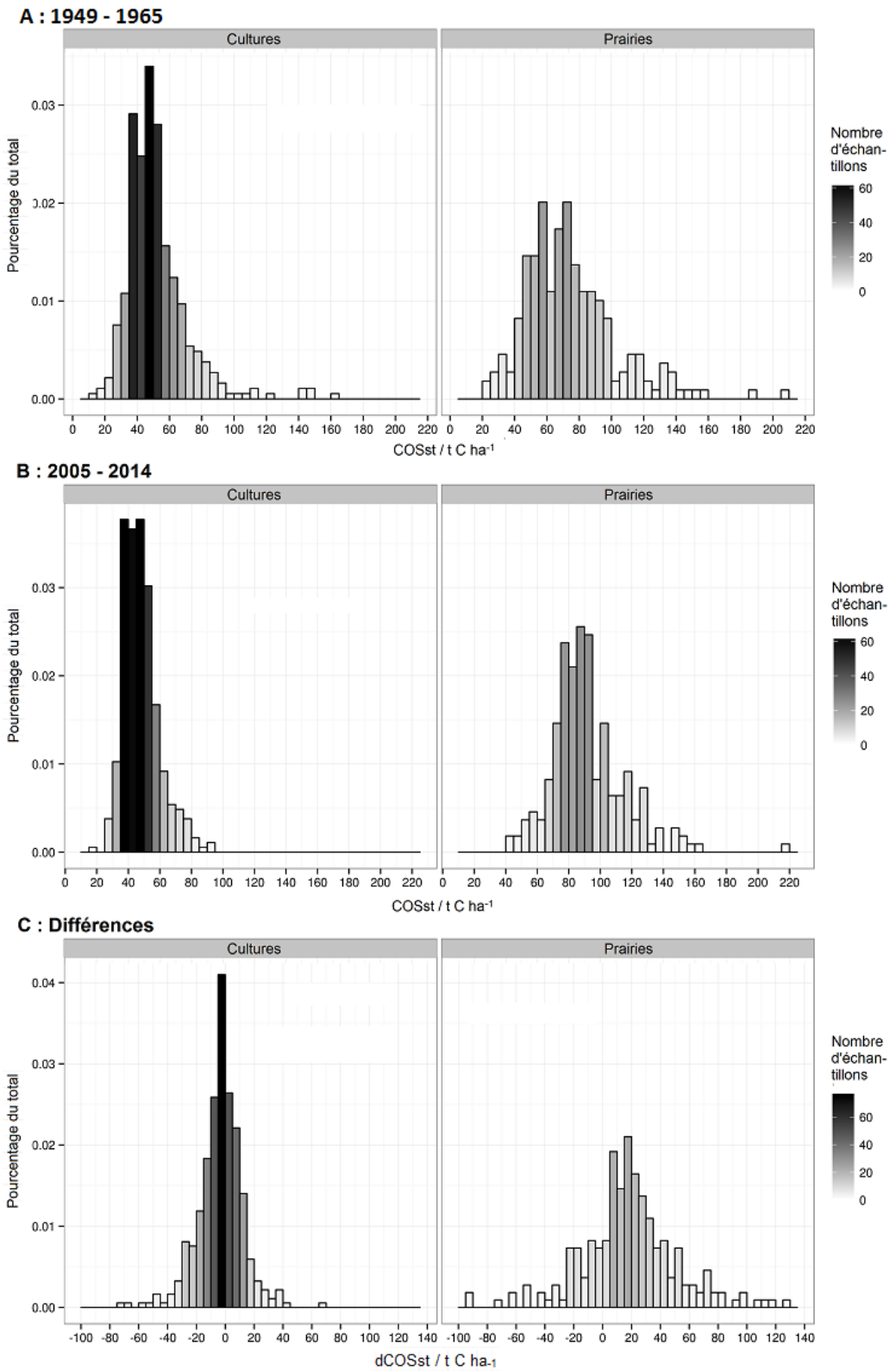


FIGURE 41: DISTRIBUTION DES VALEURS DE STOCKS DE COS POUR LES SOLS SOUS CULTURES (HORIZON DE LABOUR) ET SOUS PRAIRIES (0-30 CM) POUR LES PERIODES (A) 1949-1965 (AARDEWERK) ET (B) 2005-2014 (CARBOSOL) EN WALLONIE, ET (C) DISTRIBUTION DES DIFFERENCES DE STOCKS ENTRE CES PERIODES, CALCULEES SUR BASE D'UNE MASSE EQUIVALENTE (CELLE MESUREE LORS DE LA CAMPAGNE 2005-2014).

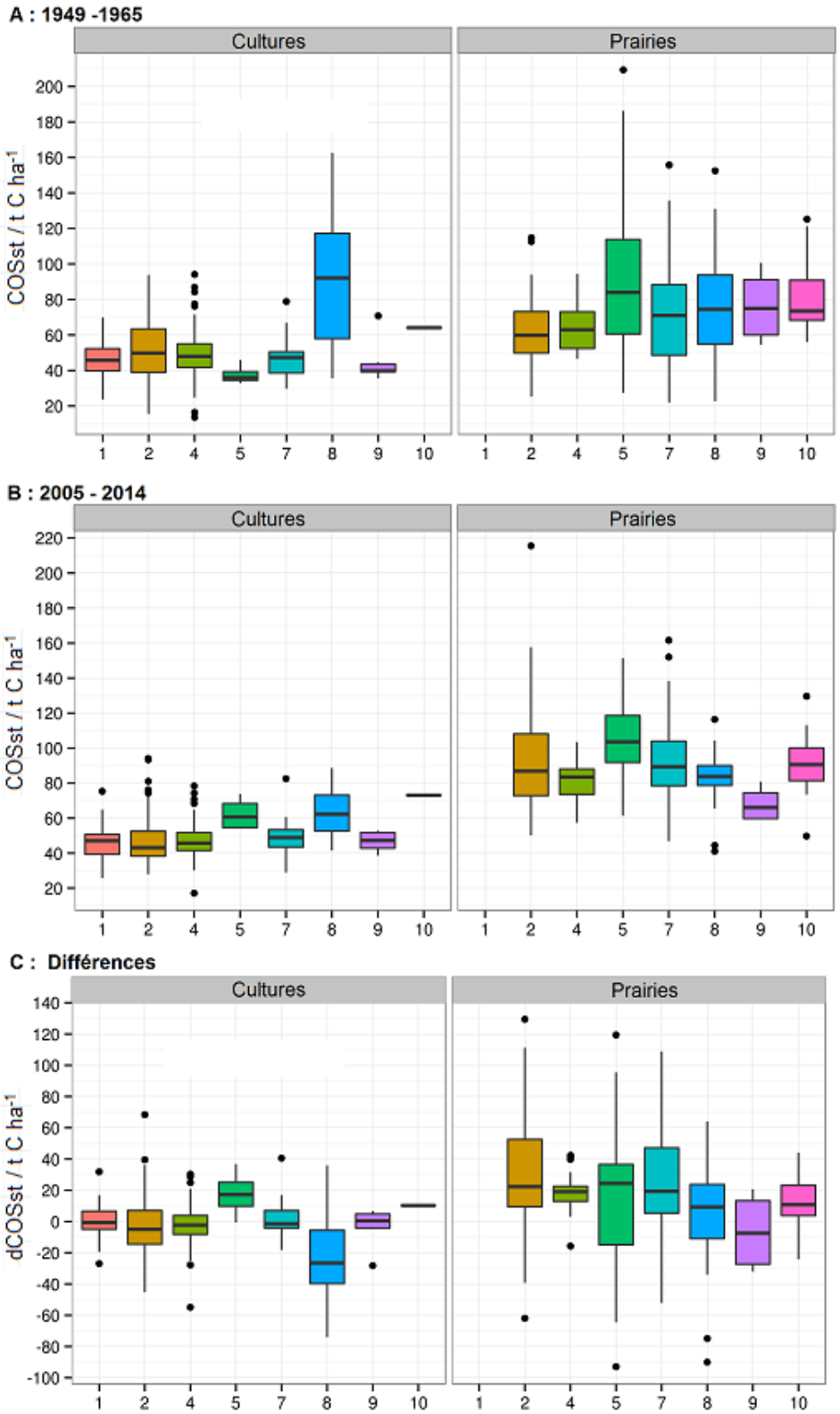


FIGURE 42: BOX-PLOT DES STOCKS EN COS PAR REGIONS AGRICOLES POUR LES SOLS SOUS CULTURES (HORIZON DE LABOUR) ET SOUS PRAIRIES (0-30CM) POUR LES PERIODES (A) 1949-1965 (AARDEWERK) ET (B) 2005-2014 (CARBOSOL), ET (C) DES DIFFERENCES DE STOCKS ENTRE CES PERIODES, CALCULEES SUR BASE D'UNE MASSE EQUIVALENTE (CELLE MESUREE LORS DE LA CAMPAGNE 2005-2014. REGIONS AGRICOLES : (1) REGION SABLO-LIMONEUSE, (2) REGION LIMONEUSE, (4) CONDROZ, (5) HERBAGERE LIEGE, (6) HERBAGERE FAGNES, (7) FAMENNE, (8) ARDENNE, (9) REGION JURASSIQUE ET (10) HAUTE ARDENNE.

TABLEAU 14: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES STOCKS DE COS DANS LES SOLS CULTIVES (HORIZON DE LABOUR) POUR LES PERIODES 1949 – 1965 (AARDEWERK) ET 2005 - 2014 (CARBOSOL), ET DES DIFFERENCES DE STOCKS DE COS ENTRE CES DEUX PERIODES, PAR REGIONS AGRICOLES.

Régions agricoles	n	Stocks de COS												Différences de stocks a				
		1949 - 1965 (Aardewerk ; t C / ha)						2005 - 2014 (CARBOSOL ; t C / ha)						moy.		méd.		p
		min	Q1	moy.	méd.	Q3	max	min	Q1	moy.	méd.	Q3	max	(t C / ha)	*%*	(t C / ha)	*%*	
Sablo-limoneuse	59	23.7	39.8	46.3	45.7	52.3	69.9	25.8	39.3	46.7	47.0	50.7	75.3	-0.3	*-0.6*	-0.7	*-1.5*	n.s.
Limoneuse	133	15.5	39.0	51.3	49.8	63.4	93.8	27.9	38.3	46.6	43.1	52.5	94.0	-4.3	*-8.5*	-5.0	*-9.9*	**< 0.01**
Campine Hennuyère	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Condroz	127	13.6	41.7	49.3	47.9	54.9	94.2	17.1	41.5	47.0	45.7	51.8	78.4	-2.2	*-4.5*	-2.3	*-4.9*	**< 0.05**
Herbagère Liège	4	32.8	34.5	37.7	36.0	39.2	46.0	54.0	54.6	62.3	60.7	68.3	73.8	17.7	*39.7*	17.2	*43.8*	n.s.
Herbagère Fagnes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Famenne	18	29.7	38.6	46.5	47.3	50.5	78.9	28.9	43.4	49.6	48.9	53.4	82.5	2	*4.2*	-1.4	*-3.0*	n.s.
Ardenne	23	35.5	57.9	93.0	92.1	117.2	162.7	41.5	52.6	62.5	62.2	73.2	88.7	-22.7	*-26.6*	-26.6	*-32.2*	**< 0.001**
Jurassique	6	35.5	39.3	45.0	39.8	43.5	70.8	38.5	42.8	46.7	47.2	51.7	52.8	-3.3	*-6.6*	0.4	*0.8*	n.s.
Haute Ardenne	1	64.1	64.1	64.1	64.1	64.1	64.1	73.1	73.1	73.1	73.1	73.1	73.1	10.2	*16.2*	10.2	*16.2*	-
Total	371	13.6	39.9	52.0	48.1	58.3	162.7	17.1	39.9	48.1	46.3	53.8	94.0	-3.5	*-6.8*	-2.3	*-4.7*	**<0.001**

a : La comparaison des stocks de carbone s'est effectuée sur base de masse de sol équivalente correspondant à la masse de sol mesurée lors de la campagne la plus récente (2005-2014) pour les profondeurs considérées. n.s. = non significatif.

TABLEAU 15 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES STOCKS DE COS DANS LES SOLS DE PRAIRIES (0 – 30 CM) POUR LES PERIODES 1949 – 1965 (AARDEWERK) ET 2005 - 2014 (CARBOSOL), ET DES DIFFERENCES DE STOCKS DE COS ENTRE CES DEUX PERIODES, PAR REGIONS AGRICOLES.

Régions agricoles	n	Stocks de COS												Différences de stocks a				p
		1949 - 1965 (Aardewerk ; t C / ha)						2005 - 2014 (CARBOSOL ; t C / ha)						moy.		méd.		
		min	Q1	moy.	méd.	Q3	max	min	Q1	moy.	méd.	Q3	max	(t C / ha)	%	(t C / ha)	%	
Sablo-limoneuse	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Limoneuse	49	25.3	49.8	62.4	59.9	73.2	114.8	50.1	72.8	92.6	86.9	108.1	215.6	30.2	*48.3*	22.3	*37.2*	**< 0.001**
Campine Hennuyère	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Condroz	22	46.5	52.4	63.5	62.9	73.0	94.5	57.4	73.5	82.4	83.5	88.0	103.5	19.1	*30.2*	19.1	*30.6*	**< 0.001**
Herbagère Liège	40	27.4	61.0	95.2	84.6	115.5	222.2	61.4	92.0	106.8	105.6	120.5	151.4	12.7	*13.5*	23.1	*27.5*	**< 0.05**
Herbagère Fagnes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Famenne	41	21.9	48.6	72.1	71.0	88.3	155.7	46.8	78.5	94.6	89.3	103.9	161.6	23	*32.1*	19.3	*26.9*	**< 0.001**
Ardenne	42	22.6	55.6	85.5	76.2	94.9	411.3	41.1	78.7	83.1	84.0	89.6	116.3	-1.9	*-2.2*	8.6	*11.4*	n.s.
Jurassique	4	54.5	60.0	76.3	74.9	91.2	100.6	59.5	59.7	68.1	66.1	74.5	80.8	-6.6	*-8.8*	-7.5	*-10.2*	n.s.
Haute Ardenne	23	56.0	68.3	80.4	73.5	90.9	125.2	49.7	81.3	91.1	90.6	100.1	129.7	12.4	*15.8*	10.8	*13.7*	**< 0.001**
Total	221	21.9	55.0	76.8	71.3	88.4	411.3	41.1	77.9	92.1	88.5	103.4	215.6	16	*21.0*	16.5	*23.1*	**< 0.001**

a : La comparaison des stocks de carbone s'est effectuée sur base de masse de sol équivalente correspondant à la masse de sol mesurée lors de la campagne la plus récente (2005-2014)pour les profondeurs considérées. n.s. = non significatif.

3.2. LES INDICATEURS BIOLOGIQUES DE LA QUALITE DES SOLS

3.2.1. GAMMES DE VALEURS DES INDICATEURS BIOLOGIQUES EN REGION LIMONEUSE ET ARDENNE

Vers de terre

Dans les prairies ardennaises, nous avons trouvé entre 80 et 270 individus de vers de terre m^{-2} (moyenne : 180 individus m^{-2}), ce qui correspond à une masse variant de 30 à 230 g m^{-2} (moyenne : 130 g m^{-2}). La masse moyenne des vers de terre varie fortement entre les sites (0.2 - 1.6 g par individu, moyenne : 0.8 g par individu) et il n'y pas de corrélation significative entre l'abondance et la masse de vers de terre.

En Région Limoneuse, nous avons trouvé de 0 à 220 individus m^{-2} par site (moyenne : 45 individus m^{-2}) et des masses allant jusqu'à 150 g m^{-2} (moyenne : 40 g m^{-2}). Sur 3 des 41 sites, aucun vers de terre n'a été extrait du sol. Il existe une corrélation positive entre l'abondance et la masse totale de vers de terre ($y = 0.85x + 1.52$; $p < 0.01$; $R^2 = 0.38$). La masse moyenne de vers de terre par site varie entre 0.1 et 3.6 g par individu (moyenne : 1.2 g par individu).

L'abondance de vers de terre est significativement différente dans les sols sous prairies en Ardenne par rapport aux sols sous cultures en Région Limoneuse ($t(28) = 7.6$, $p < 0.001$) : celle-ci étant en moyenne 3.9 fois plus élevée en prairies ardennaises qu'en cultures en Région Limoneuse.

Dans cette étude, nous n'avons pas différencié les vers de terre juvéniles des adultes, ni les différentes espèces entre elles. La présence d'espèces différentes a été remarquée lors de l'échantillonnage des sites en Ardenne. La diversité des vers de terre peut expliquer qu'il n'y ait pas de lien significatif entre l'abondance et la masse de vers de terre pour en Ardenne.

pH

En Ardenne, les pH_{H2O} se situent entre 4.0 et 6.5 et le pH_{KCl} entre 4.4 et 5.6. Pour la Région Limoneuse, les pH_{H2O} sont entre 6.4 et 8.3 et les pH_{KCl} entre 4.8 et 6.8.

Minéralisation de l'azote

La minéralisation de l'azote en Ardenne est significativement plus élevée qu'en Région limoneuse ($t(18) = 4.8$, $p < 0.001$; 7.5 fois plus élevée). Les valeurs varient entre 0.1 et 13.8 mg kg^{-1} d^{-1} (moyenne : 3.6 mg kg^{-1} d^{-1}) en Ardenne, et entre 0.2 et 1.0 mg kg^{-1} d^{-1} (moyenne : 0.5 mg kg^{-1} d^{-1}) en Région Limoneuse.

L'azote inorganique est principalement sous forme de NO_3^-. Avec des concentrations moyennes de 2.0 et 0.2 mg $N\text{-}NH_4^+$ kg^{-1} en Ardenne et en Région Limoneuse respectivement, le $N\text{-}NH_4^+$ contribue seulement pour 2.7 et 2.5 % de l'azote total.

La nitrification relative est autour de 100 % en Ardenne comme en Région Limoneuse. La nitrification relative peut varier de 0 à 100 % dans les sols agricoles ; les valeurs élevées de plus de 90 % ne sont pas inhabituelles (Robertson, 1982).

Biomasse microbienne

En Ardenne, nous avons trouvé entre 350 et 2190 mg C kg^{-1} de carbone microbien (moyenne : 1120 mg C kg^{-1}), entre 110 et 550 mg N kg^{-1} d'azote microbien (moyenne : 280 mg N kg^{-1}), et entre 30 et 210 mg P kg^{-1} de phosphore microbien (moyenne : 100 mg P kg-1 sol sec). Il y a une corrélation

significative entre la concentration de carbone et d'azote dans la biomasse microbienne (R^2=0.92 ; p<0.01 ; y = 24x - 832), mais aucune corrélation avec le phosphore.

En Région Limoneuse, nous avons mesuré entre 130 et 420 mg C kg^{-1} de carbone microbien (moyenne : 250 mg C kg^{-1}) et entre 20 et 70 mg N kg^{-1} l d'azote microbien (moyenne : 50 mg N kg^{-1}). Il y a une corrélation positive entre la concentration de carbone et celle d'azote (R^2 = 0.80 ; p < 0.01 ; y = 18x -74).

Le carbone microbien et l'azote microbien sont significativement plus élevés en Ardenne qu'en Région Limoneuse (t(17) = 8.0, p < 0.001 ; t(18) = 8.5, p < 0.001 respectivement).

En Ardenne, le rapport de C:N:P (mol mol^{-1}) est de 39:8:1 en moyenne. Les valeurs varient largement entre les sites avec un rapport C:N qui varie entre 3.7 et 6.0. Le rapport C:P se situe entre 9 et 105. Il n'y a pas de corrélation significative entre le rapport C:N et le rapport C:P.

Bien que les rapports C:N et C:P mesurés dans cette étude soient dans la gamme décrite dans la littérature (Cleveland & Liptzin, 2007), la stœchiométrie indique un rapport plus étroit entre le phosphore et le carbone ainsi qu'entre l'azote et le carbone que celui décrit pour les prairies (C:N:P de 51:8:1) et la biomasse microbienne du sol (42:6:1) (Xu *et al.* 2013) au niveau global.

Diversité fonctionnelle

En Ardenne, les bactéries du sol ont utilisé entre 8 et 21 des 31 substrats (médiane : 16) disponibles sur les plaques Biolog. En Région Limoneuse, entre 3 et 20 des substrats ont été utilisés (médiane : 13).

Les plaques Biolog contiennent 31 substrats qui représentent les sources de carbone les plus importantes pour les bactéries dans le sol (http://www.biolog.com/pdf/milit/00A_012_EcoPlate_Sell_Sheet.pdf). Quatre des substrats n'ont pas été utilisés par les bactéries des échantillons prélevés dans les sites des deux unités paysagères : le i-Erythritol, le 2-Hydroxy Benzoic Acid, le L-Threonine, et le α-Ketobutyric Acid. Deux des substrats, le D-Mannitol et le D-Galactonic Acid γ-Lactone, ont été utilisés par les bactéries de tous les sites. En général, la fréquence d'utilisation des substrats est semblable en Ardenne et en Région Limoneuse. Il y a tout de même cinq exceptions, concernant notamment les deux phosphates représentés sur les plaques BIOLOG (le glucose-1-phosphate et le D-L- α-glycérol phosphate).

Le Glucose-1-Phosphate est utilisé par les bactéries dans 80% des sites ardennais contre seulement 20 % des sites de la Région Limoneuse. Le nombre de sites pour lesquels les bactéries décomposent le D-L-α-Glycerol Phosphate est plus faible : en Ardenne, il est utilisé sur 25 % des sites contre seulement 10 % en Région Limoneuse. Les différences observées sont probablement dues aux teneurs de phosphates dans le sol. Les concentrations de phosphore dans le sol ont seulement été mesurées en Ardenne et le nombre d'échantillons n'y est pas suffisant pour tirer des conclusions significatives. Par contre, on remarque que les deux sites où aucun des deux phosphates ne sont pas utilisés par les bactéries correspondent sites présentant les concentrations de phosphore les plus élevées (36 et 47 mg g^{-1} versus une moyenne de 20 mg g^{-1}). Plus de recherche est nécessaire pour identifier s'il existe un lien entre la concentration en phosphore du sol et les capacités métaboliques des bactéries du sol.

Le α-D-Lactose est utilisé par les bactéries des échantillons de sols prélevés dans 50 % des sites en Ardenne et seulement 15 % des sites en Région Limoneuse. Il existe relativement peu de littérature sur le lactose comme substrat pour la communauté microbienne, mais Klingmüller (1994) note que la croissance d'organismes qui ne peuvent pas utiliser le lactose est réduite dans des sols en contenant.

Le 4-Hydroxy Benzoic Acid est utilisé par les bactéries des échantillons de sols pour 80 % des sites en Ardenne et par les bactéries à 50 % des sites en Région Limoneuse. Le β-Methyl-D-Glucoside est utilisé par les bactéries à 85 % des sites en Ardenne et par les bactéries à 50% des sites en Région Limoneuse.

Respiration basale

La respiration basale des micro-organismes varie entre 0.61 et 2.30 C-CO_2 mg kg^{-1} h^{-1} pour l'Ardenne (moyenne : 1.31 C-CO_2 mg kg^{-1} h^{-1}), et entre 0.13 et 1.60 C-CO_2 mg kg^{-1} h^{-1} pour la Région Limoneuse (moyenne : 0.65 C-CO_2 mg kg^{-1} h^{-1}). En moyenne, la respiration basale est deux fois plus élevé en Ardenne qu'en Région Limoneuse ($t(26) = 5.3$; $p < 0.001$).

Quotient métabolique

Le quotient métabolique est un indice de l'efficacité de l'utilisation du substrat organique par les micro-organismes. Le quotient métabolique varie entre 0.49 et 2.77 mg kg^{-1} h^{-1} en Ardenne (moyenne : 1,20 mg kg^{-1} h^{-1}), et entre 0.44 et 8.03 mg kg^{-1} h^{-1} en Région Limoneuse (moyenne : 2.81 mg kg^{-1} h^{-1}). La différence entre les valeurs mesurées en Région Limoneuse et en Ardenne est significative ($t(56) = - 5.2$, $p < 0.001$).

Comme il n'y a pas de corrélation entre la respiration basale et le carbone microbien, le quotient métabolique varie beaucoup. La variation mesurée pour les sols sous cultures en Région Limoneuse est plus importante que pour les sols sous prairies en Ardenne. Les valeurs inférieures sont du même ordre de grandeur (0.45 et 0.49 mg kg^{-1} h^{-1}), alors que les valeurs supérieures sont plus élevées en Région Limoneuse. Cela montre que la qualité du sol varie plus en Région Limoneuse qu'en Ardenne.

Quotient microbien

Le quotient microbien fluctue entre 1.25 et 11.88 % (moyenne : 3.43 %) pour les sols sous prairies en Ardenne et entre 1.06 et 4.66 % pour les sols sous cultures de la Région Limoneuse (moyenne : 2.01 %). La différence entre l'Ardenne et la Région Limoneuse est significative ($t(18) = 2.5$, $p < 0.5$).

3.2.2. Lien avec le pH du sol

La respiration basale en Ardenne ($y = 830x + 3.84$, $R^2 = 0.42$, $p < 0.005$) et le carbone microbien en Région Limoneuse ($y = 0.003x + 6.75$, $R^2 = 0.12$, $p <0.05$) augmentent significativement avec le pH_{H2O} du sol (Fig. 41). Les relations entre le pH_{H2O} et les autres indicateurs biologiques ne sont pas significatives.

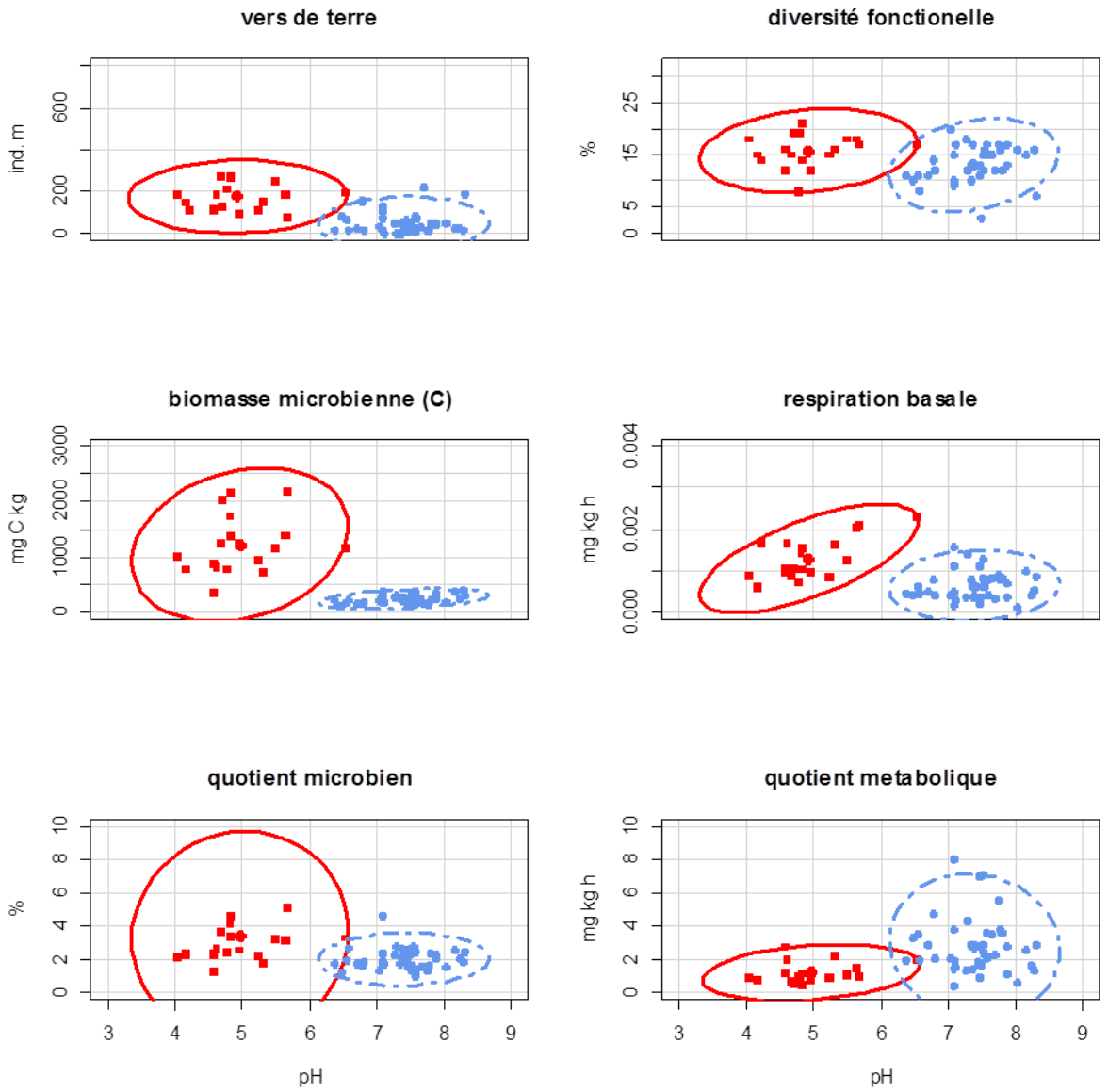


FIGURE 43: RELATIONS ENTRE INDICATEURS BIOLOGIQUES ET PH (H_2O) POUR LES SOLS SOUS PRAIRIES EN ARDENNE (CARRES, CONTINU, ROUGE) ET LES SOLS SOUS PRAIRIES EN REGION LIMONEUSE (POINTS, POINTILLE, BLEU).

3.2.3. COMPARAISON AUX VALEURS BIBLIOGRAPHIQUES

Comparaison des méthodes

L'étude bibliographique a mis en évidence une diversité de procédures, ce qui ne permet pas une comparaison directe des valeurs absolues des indicateurs biologiques mesurées dans cette étude avec celles mesurées dans d'autres études. Les différentes méthodologies concernent l'échantillonnage (profondeur et saison d'échantillonnage), le conditionnement du sol (tamisage, humidité, stockage), les conditions d'incubation (température, durée), la méthode analytique, et l'expression des résultats (unités non convertibles).

Les méthodes sélectionnées dans cette étude suivent les normes ISO (biomasse microbienne (C et N), minéralisation d'azote) et des publications reconnues (diversité fonctionnelle ; Calbrix *et al.*, 2005) dans le domaine de l'analyse de paramètres biologiques du sol (Allen *et al.*, 1974 ; Weaver *et al.* , 1994 ; Pankhurst *et al.,* 1997 ; Robertson *et al.,* 1999 ; Bloem *et al.,* 2005). Pour les vers de terre et la

respiration basale, les méthodes proposées dans les normes ISO ont été adaptées aux besoins de l'étude et aux conditions de terrain en Wallonie (voir ci-dessous).

Bien que les normes ISO visent une standardisation des techniques, elles laissent des libertés quant à l'exécution des méthodes en diverses étapes qui incluent le pré-traitement, l'incubation (température, durée), agents chimiques utilisés et techniques de mesures. Par exemple, la norme ISO 14238 :1997(E), qui décrit la mesure de la minéralisation de l'azote, propose la possibilité d'un ajout de divers substrats, des masses d'échantillons entre 10 et 100 g, et ne précise aucune durée d'incubation. Une température d'incubation de 20°C est proposée, mais il est noté que celle-ci peut être adaptée aux besoins de l'expérience ou des possibilités du laboratoire. Bien que les normes limitent les différences entre études, deux protocoles qui suivent la norme peuvent tout de même être bien différentset conduire à des résultats différents

La norme ISO 23611-1:2006 (« Qualité du sol »-- « Prélèvement des invertébrés du sol » -- « Partie 1: Tri manuel et extraction au formol des vers de terre ») conseille le tri manuel et l'extraction au formol pour échantillonner les vers de terre. Le formol étant nocif pour l'environnement, nous y avons préféré la farine de moutarde qui n'est toxique ni pour les vers de terre, ni pour les micro-organismes du sol, ni pour la végétation (Gunn 1992). De plus, un échantillonnage avec une solution de moutarde prend nettement moins de temps qu'un échantillonnage manuel (Peres *et al.* 2014 – fiche « indicateurs du sol français », Lawrence & Bowers, 2002). Le temps d'échantillonnage est une contrainte pour un réseau de surveillance de la qualité biologique, étant donné le grand nombre de sites qui doivent être échantillonnés dans un temps limité.

Pour la respiration basale, la méthode utilisée dans cette étude diffère de la norme 16072 :2002 (« Qualité du sol » — « Méthodes de laboratoire pour la détermination de la respiration microbienne du sol ») en ce qui concerne la température et la durée d'incubation. Ces deux facteurs influencent les mesures (Creamer *et al.,* 2014). Selon la recherche bibliographique, les températures d'incubation varient entre 10 et 30°C, avec une température d'incubation médiane de 22°C. La norme ISO propose des températures entre 20 et 30°C. Dans cette étude, une température d'incubation moins élevée (15°C) a été choisie : elle correspond à la température moyenne en Belgique pour le mois de Juillet, ce qui permet de caractériser la respiration basale à une température réaliste pour les sites étudiés.

Des périodes d'incubation d'une heure à plusieurs jours sont renseignées (médiane 24 heures) dans la littérature. La période d'incubation utilisée dans cette étude (3 heures) est donc plus courte que celle renseignée dans la majorité des études publiées et que celle suggérée dans la norme ISO (au moins six heures). Toutefois, les conseils pour les durées d'incubation se référent souvent au cas idéal où une seule mesure est à effectuer. Dans notre étude, la concentration de CO_2 est mesurée à quatre reprises. Le coefficient de corrélation calculé pour la relation linéaire entre le temps d'incubation et la concentration de CO_2 est proche de l'unité et souligne la fiabilité de la mesure par la méthode utilisée.

Comparaison des valeurs

Une base de données d'environ 1000 points provenant de 110 études différentes a été constituée (voir annexe F). La comparaison des valeurs mesurées dans notre étude avec les valeurs issues de la littérature montre que les valeurs produites pour la Wallonie sont généralement dans la même gamme de valeurs que les valeurs de la littérature pour des sols avec une utilisation comparable. On trouve toutefois quelques valeurs extrêmes ici en Wallonie par rapport aux sites des publications sélectionnées. De plus, une comparaison des valeurs moyennes peut aider à faire une première évaluation approximative de la qualité biologique du sol (voir ci-dessous). Ceci indique la nécessité de définir une gamme de valeur locale pour les réseaux de surveillance.

Les valeurs pour les sols en Ardenne sont dans la même gamme de valeurs ou légèrement plus élevées (carbone et azote microbien) que les valeurs trouvées dans la littérature (Tab. 16 et 17). La seule exception est la minéralisation de l'azote, pour laquelle les valeurs issues de la littérature sont plus élevées. Comme les valeurs élevées des indicateurs biologiques ont été définies comme favorables dans cette étude, la comparaison semble indiquer que la qualité biologique des sols considérés en Ardenne est relativement bonne si on se réfère aux publications.

TABLEAU 16: VALEURS MINIMALES, MAXIMALES, MOYENNES ET MEDIANES DES INDICATEURS BIOLOGIQUES ISSUS DE LA LITTERATURE POUR LES SOLS SOUS PRAIRIES ET LES SOLS SOUS CULTURES EN ZONE TEMPEREE.

Indicateurs biologiques	Prairies					Cultures				
	Min	Max	Moy.	Méd.	n	Min	Max	Moy.	Méd.	n
Vers de terre Ind. m^{-2}	2	1347	152	51	10	0	1060	190	92	192
Minéralisation d'azote mg kg^{-1} d^{-1}	-3.44	93.8	22.7	17.4	16	1.14	34.3	9.62	9.45	22
Carbone microbien mg kg^{-1}	26	5028	505	398	30	14.5	9760	460	259	100
Azote microbien mg kg^{-1}	5.8	444	76	72	16	0.01	123	35	30	22
Diversité fonctionnelle %	32	93	61	58	34	16	97	61	71	14
Respiration basale mg kg^{-1} h^{-1}	0.001	5.6	4.5	2.0	102	0.000 03	32	2.3	0.6	23
Quotient métabolique mg kg^{-1} h^{-1}	0.24	30	2.63	1.18	23	0.001	7.7	2.75	2.28	102
Quotient microbien	0.19	12.6	6.57	2.35	30	0.20	8	2.43	1.76	116

TABLEAU 17: VALEURS MINIMALES, MAXIMALES, MOYENNES ET MEDIANES DES INDICATEURS BIOLOGIQUES MESURES DANS POUR LES SOLS SOUS PRAIRIES EN ARDENNE ET LES SOLS SOUS CULTURES EN REGION LIMONEUSE.

Indicateurs biologiques	Prairies				Cultures				p
	Min	Max	Moy.	Méd.	Min	Max	Moy.	Méd.	
Vers de terre Ind. m^{-2}	78	272	174	183	0	217	54	33	<0.001
Minéralisation d'azote mg kg^{-1} d^{-1}	0.052	13.85	3.60	3.08	0.23	1.01	0.49	0.40	<0.001
Carbone microbien mg kg^{-1}	356	2185	1225	1156	127	419	244	224	<0.001
Azote microbien mg kg^{-1}	113	551	278	259	15	71	45	43	<0.001
Diversité fonctionnelle %	25	68	51	52	5	55	39	42	<0.01
Respiration basale mg kg^{-1} h^{-1}	0.61	2.30	1.31	1.08	0.13	1.59	0.65	0.56	<0.001
Quotient métabolique mg kg^{-1} h^{-1}	0.49	2.77	1.20	0.95	0.45	8.02	2.72	2.13	<0.001
Quotient microbien	1.25	11.9	3.43	2.87	1.27	4.66	2.08	1.88	0.02

Les valeurs obtenues en Région Limoneuse sont relativement faibles en comparaison aux valeurs trouvées pour les sols sous cultures en zone tempérée dans la littérature (Tab. 16 et 17). C'est surtout le cas pour l'abondance des vers de terre et la diversité fonctionnelle, ainsi que la minéralisation de l'azote. Ceci peut indiquer une qualité biologique du sol relativement défavorable.

3.2.4. Score comprehensif

Le score compréhensif de la qualité biologique du sol sous prairies en Ardenne varie entre 2.1 et 5.4 (moyenne : 3.3 ± 0.8), et entre 0.7 et 1.8 (moyenne : 1.3 ± 0.3) pour les sols sous cultures en Région Limoneuse (Fig. 42). Ces valeurs démontrent le pouvoir discriminatoire du score compréhensif : tous les scores compréhensifs calculés pour les sols sous prairies en Ardennes sont supérieurs aux scores compréhensifs calculés pour les sols sous cultures en Région Limoneuse. La qualité biologique du sol, réunissant les aspects « cycle du carbone », « cycle de l'azote » et « biodiversité » à poids égal, apparaît donc meilleure en Ardenne qu'en Région Limoneuse.

Il y a une relation significative entre la teneur en carbone organique et le score compréhensif à travers les deux régions ($R^2 = 0.75$, $p < 0.001$). La relation est moins bonne quand les régions sont observées séparément. Pour les cultures en Région Limoneuse, la relation entre la teneur en carbone organique et le score compréhensif est significative ($R^2 = 0.12$, $p = 0.02$), tandis qu'il n'y a pas de relation significative pour les prairies en Ardenne. Cela montre que la relation entre teneur en carbone organique et qualité biologique du sol dépend de l'échelle d'observation. Tandis que des relations existent au niveau global, les relations deviennent moins distinctes à des échelles d'analyse plus petites. La comparaison entre la Région Limoneuse et l'Ardenne montre également que des facteurs, autres que la teneur en carbone organique, peuvent jouer un rôle important pour la qualité biologique du sol.

La géomorphologie des régions peut influencer la qualité biologique des sols. L'Ardenne présente une géomorphologie plus diversifiée que la Région Limoneuse. De plus, une faible corrélation a été trouvée entre le score compréhensif et la latitude ($R^2 = 0.13$, $p = 0.08$), ce qui indique que les gradients climatiques pourraient influencer la qualité biologique du sol plus que la teneur en carbone organique. Afin d'améliorer l'interprétation d'un score compréhensif de la qualité biologique du sol, une définition précise de la qualité du sol en fonction des objectifs de gestion est nécessaire. Par exemple, une respiration basale élevée peut d'un côté indiquer une rapide perte de carbone organique du sol vers l'atmosphère, ce qui réduit la fonction du sol comme puits de carbone. Par contre, une respiration basale élevée indique également des conditions favorables pour l'activité biologique du sol, la minéralisation et transformation d'éléments nutritifs en éléments biodisponibles pour les plantes. La définition de valeurs optimales en relation à des processus spécifiques du sol est également imaginable pour de futurs travaux.

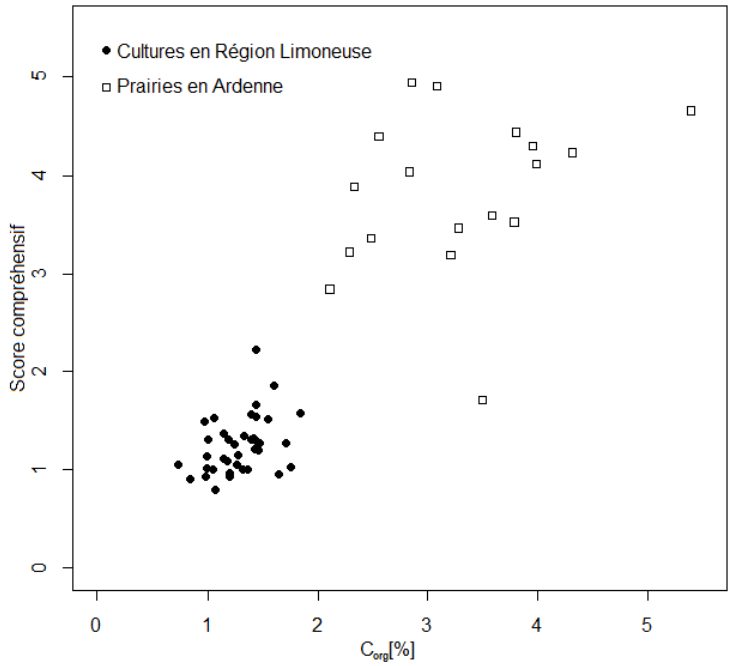


FIGURE 44: RELATION ENTRE SCORE COMPREHENSIF ET TENEUR DU SOL EN CARBONE ORGANIQUE POUR LES SOLS SOUS PRAIRIES EN ARDENNE ET LES SOLS SOUS CULTURES EN REGION LIMONEUSE.

3.3. RELATIONS ENTRE CARBONE ORGANIQUE ET INDICATEURS BIOLOGIQUES

3.3.1. META-ANALYSE

La méta-analyse compare les relations existantes entre de la teneur en carbone organique (COS) et les valeurs des indicateurs biologiques issues de la bibliographie. La méta-analyse a montré que des relations entre carbone organique et indicateurs biologiques existent à certaines échelles.

Une relation significative avec la teneur en carbone organique a été mise en évidence pour la biomasse microbienne (C et N) (MG (moyenne générale) = 0.99, t-score = 16.9, FSN (fail safe number) = 3473, n = 39, et MG = 0.56, t-score = 4.83, FSN = 102, n = 15, respectivement) et la respiration basale (MG = 0.77, t-score = 13.7, FSN = 2223, n = 40). Pour le quotient microbien et le quotient métabolique, il n'y a pas de relation significative avec le COS.

Pour l'abondance des vers de terre, la relation entre le nombre de vers de terre et la teneur en carbone organique est faiblement significative. Le « Fail Safe Number » est supérieur au nombre d'études analysées. Bien qu'il existe une multitude de publications qui reportent des abondances de vers de terre dans différents écosystèmes, l'abondance des vers de terre est rarement mesurée en combinaison avec la teneur en COS. De plus, les vers de terre ne sont pas associés à une couche de sol définie mais à un habitat qui s'étend en profondeur.

La méta-analyse montre des liens entre la teneur en COS et la respiration basale, ainsi que la biomasse microbienne. Il s'agit des deux indicateurs biologiques les plus liés au cycle du carbone. Les autres indicateurs biologiques semblent plus indépendants de la teneur en carbone organique, soulignant la nécessité de mesurer des indicateurs biologiques supplémentaire autre que le COS pour décrire la qualité biologique d'un sol.

3.3.2. Variabilite en Wallonie

La représentation des valeurs obtenues pour les sols des deux unités paysagères et des valeurs issues de la littérature par des ellipses, qui comprennent 95% des points, permet de visualiser la variabilité des valeurs par rapport à la teneur en carbone organique (Fig. 43).

La variabilité des valeurs pour les sols sous prairies en Ardenne est généralement plus importante que celle observée pour les sols sous cultures en Région Limoneuse, aussi bien pour la teneur en COS que pour les indicateurs biologiques. Deux exceptions existent néanmoins : la diversité fonctionnelle et le quotient métabolique qui présentent des gammes de valeurs plus larges en Région limoneuse qu'en Ardenne.

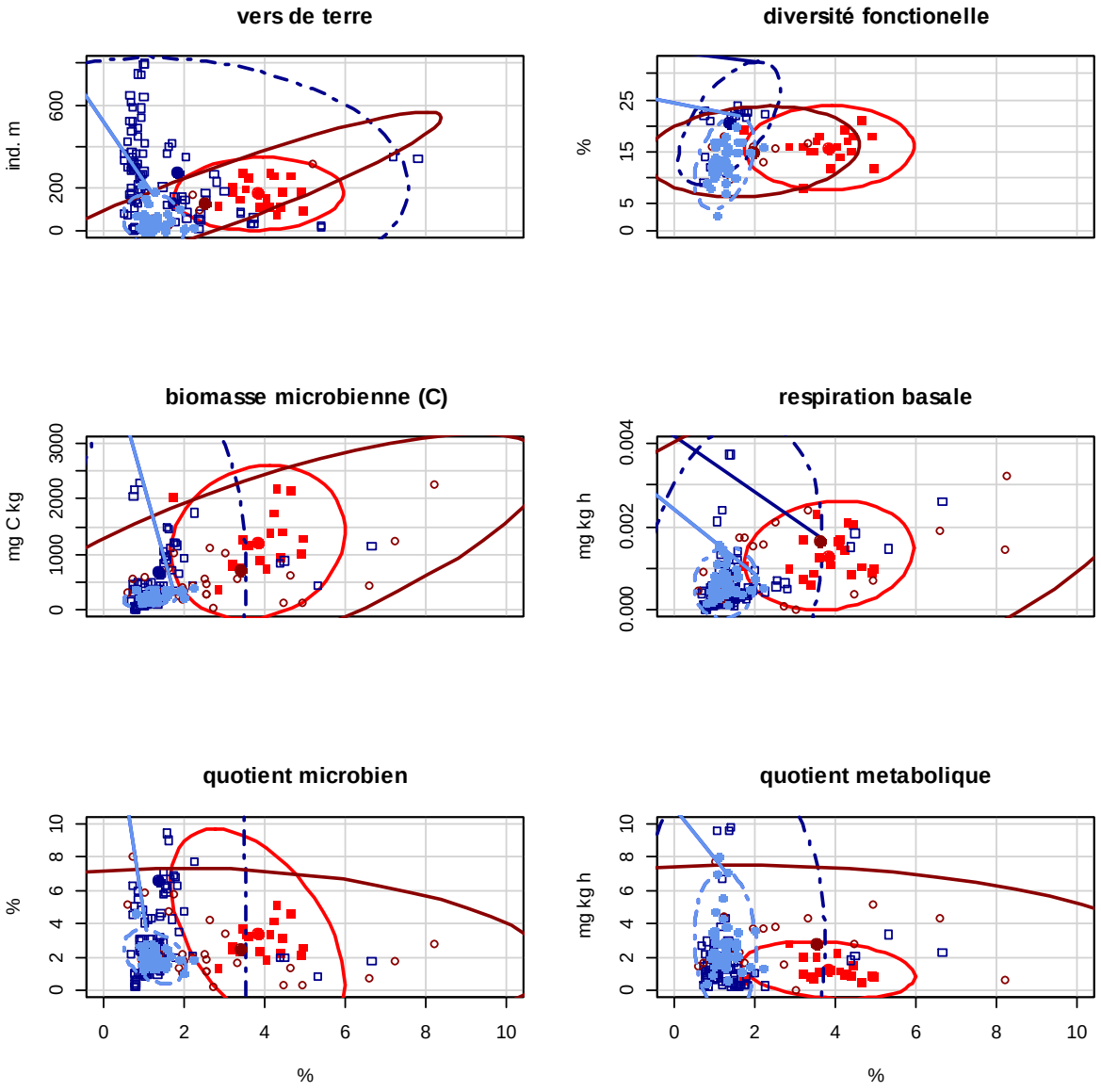


Figure 45 : Ellipses de Confiance (95%) pour sols sous prairies en Ardenne (continu rouge), les sols sous cultures en Region Limoneuse (pointille bleu clair), valeurs issues de la litterature pour les sols sous prairies (continu rouge fonce) et valeurs issues de la litterature pour les sols sous cultures (pointille bleu fonce).

Les gammes de valeurs de la littérature (lignes fines) sont généralement plus importantes que celles correspondant aux deux régions wallonnes. Cela s'explique par des caractéristiques de sites plus hétérogènes, ainsi que les différences entre méthodes utilisées dans les études.

Bien que la méta-analyse ait montré qu'il existe des relations entre COS et certains indicateurs biologiques dans des contextes d'étude similaires, les formes des ellipses obtenues dans cette étude pour les prairies en Ardenne, et les relations entre leurs axes, n'indiquent pas de relations entre la teneur en COS et les indicateurs biologiques. Des tests de significativité des relations ont permis de confirmer cette observation graphique. L'absence de lien entre la teneur en COS et les indicateurs biologiques suggèrent que les indicateurs biologiques étudiés intègrent d'autres facteurs environnementaux que le carbone organique.

Pour les sols sous cultures en Région Limoneuse, nous avons trouvé des liens entre la teneur en carbone organique et la biomasse microbienne ($R^2 = 0.19$, $p < 0.01$, $y = 0.78 + 0.002x$ (C) et $R^2 = 0.10$, $p < 0.05$, $y = 0.90 + 0.008x$ (N)) et la diversité fonctionnelle ($R^2 = 0.12$, $p < 0.05$, $y = 0.83 + 0.032x$). Il n'y a pas de relation significative entre la teneur en COS et la minéralisation de l'azote, l'abondance des vers de terre, et la respiration basale.

Les relations entre indicateurs biologiques et les co-variables environnementales qui ont servi à la spatialisation des données de COS ont été étudiées également. On détecte pour l'unité de sols sous cultures en Région Limoneuse une faible relation (positive) entre le carbone microbien, mais également l'azote microbien, avec la longitude ($R^2 = 0.14$ et $R^2 = 0.11$ respectivement, $p < 0.05$). Pour les sols sous prairies en Ardenne, on note une relation positive entre le carbone microbien et la latitude ($R^2 = 0.4$, $p < 0.01$), et également entre l'azote microbien et la latitude ($R^2 = 0.35$, $p < 0.05$). Ces relations pourraient traduire l'effet des gradients climatiques observées aux périodes d'échantillonnage, les sols sous cultures en Région Limoneuse et les sols sous prairies en Ardenne ayant été échantillonnés à environ un mois d'intervalle.

4. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Le projet CARBIOSOL a pour objectifs de compléter nos connaissances quant à la qualité biologique des sols en Wallonie, mais également d'améliorer la détection de ces changements de qualité. Deux aspects importants de cette qualité ont été étudiés ici, le carbone organique des sols et, plus novateur, les indicateurs biologiques de la qualité des sols.

Carbone organique du sol

Des valeurs surestimées de COS ont été détectées dans la base de données AardeWerk (1955) et ont été corrigées, démontrant que les stocks de COS qui avaient été estimés pour cette période, en cultures et prairies, étaient trop importants. Ainsi, la baisse observée des stocks de 1955 à 2005 dans les sols sous cultures est souvent non-significative dans les unités paysagères étudiées (en moyenne -3 t C ha^{-1}), tandis qu'une augmentation importante et significative est observable dans les sols de prairies (moyenne de +19.9 t C ha^{-1}). De 2005 à 2013, on note une faible augmentation, bien que significative, des stocks de COS dans une unité de cultures en Région Limoneuse (+ 4.9 t C ha^{-1}, soit 1.4 g C kg^{-1}) pouvant être le résultat de MAE anti-érosive en Wallonie ainsi que de l'utilisation de CIPAN en inter-cultures via le PGDA.

Le réseau de mesure CARBOSOL initié entre 2005 et 2008 a été complété de 163 points d'observation en 2013 et 2014. Ces données et celles de l'IPRFW ont d'abord permis d'établir les gammes de valeurs de COS pour les différentes occupations de sols (cultures, prairies et forêts) et les régions agricoles. Puis elles ont permis de modéliser la variation spatiale du COS sur ces trois occupations de

sols grâce à des Modèles Additifs Généralisés (GAM) utilisant des co-variables (morphométriques, pédologiques, climatiques et anthropiques) influençant la variabilité du COS. Les cartes résultantes reflètent des variations spatiales liées aux co-variables sélectionnées par la procédure pas à pas descendante : la teneur en argiles et limons fins liée à la fraction stable du carbone intervient dans les trois modèles, l'altitude également pour les cultures, la pluie pour les prairies, et des attributs morphométriques pour les forêts. Le pouvoir prédictif des modèles a été évalué via un set de validation, donnant lieu au calcul d'un coefficient de détermination r^2 de 0.62 pour les sols sous cultures, 0.38 pour les sols sous prairies et 0.35 pour les sols forestiers. La carte de prédiction finale a permis d'ajuster un modèle robuste de la variation spatiale de la densité apparente des sols cultivés et sous prairies (r^2=0.59). Il serait opportun de tester la compatibilité des bases de données REQUASUD et CARBOSOL pour le COS, par une analyse comparative de leurs tendances spatio-temporelles. On améliorerait alors la prédiction spatiale du COS grâce à une plus forte densité de points. De plus, une analyse en amont des données REQUASUD optimiserait les prises de décision quant aux dates et zones prioritaires de ré-échantillonnage du réseau CARBOSOL dans le cadre d'une quantification précise des changements de stocks.

L'étude des fractions stable (0-20 µm) et labile (20 µm - 2 mm) de carbone organique mesurées dans les sols cultivés du site Longs Tours en Région Limoneuse a démontré que ces deux fractions prsentaient des variabilités temporelles et spatiales bien différentes du carbone total. Une variabilité spatiale et temporelle plus importante du carbone labile (plus sensible) par rapport au carbone stable et total a été observée. Des tendances temporelles significatives d'évolution du carbone stable ont pu être dégagées, ce qui n'était pas le cas avec le carbone total. Nous avons également calculé la valeur théorique du déficit de saturation en carbone organique stable, permettant une première évaluation du potentiel des sols pour le stockage de la fraction stable du carbone organique. Ces chiffres doivent toutefois être interprétés avec précaution : une meilleure quantification des fractions organiques selon la texture et l'occupation de sols étant nécessaires pour améliorer le modèle.

Pour terminer, sur base des données mesurées par le réseau AardeWerk entre 1949 et 1965, et les données mesurées plus récemment par le réseau CARBOSOL entre 2005 et 2014, une mise à jour des gammes de valeurs de stocks de COS a été réalisée selon l'occupation de sols et les régions agricoles pour les sols cultivés et les sols sousprairies pour ces deux périodes.

Les indicateurs biologiques

L'objectif de cette étude était de fournir un premier lot de données quantitatives pour des indicateurs biologiques de la qualité du sol sélectionnés (vers de terre, respiration basale, biomasse microbienne, diversité fonctionnelle, minéralisation de l'azote) pour deux unités paysagères de Wallonie (prairies en Ardenne et cultures en Région Limoneuse), de les comparer aux valeurs publiées dans la littérature, d'étudier les relations entre la teneur en COS et ces indicateurs biologiques, et aussi de fournir des fiches de synthèse.

Pour tous les indicateurs biologiques sélectionnés, les gammes de valeurs sont plus élevées en Ardenne qu'en Région Limoneuse. Cela démontre le pouvoir discriminatoire à l'échelle régionale de tous les indicateurs biologiques. Ce pouvoir discriminatoire représente un attribut nécessaire pour un outil pertinent de l'évaluation de la qualité biologique du sol. De plus, cela suggère qu'il est nécessaire de définir des gammes de valeurs de référence pour chaque région.

L'étude montre que l'amplitude des gammes de valeurs diffère entre indicateurs biologiques mesurés et, entre régions observées. La variabilité est généralement supérieure pour les sols sous prairies en Ardenne que pour les sols sous cultures en Région Limoneuse.

Les valeurs mesurées des indicateurs biologiques ont été comparées aux valeurs de la littérature. Les données relevées dans les publications scientifiques démontrent une grande variabilité des gammes de valeurs. La comparaison des valeurs montre que les indicateurs biologiques mesurés en Ardenne et en Région Limoneuse sont dans les gammes de valeurs publiées dans la littérature. Les études montrent également une grande diversité de méthodologies utilisées bien que des normes existent. Cela souligne le besoin de définir une méthodologie précise au sein d'un réseau de surveillance.

Un premier score compréhensif a été calculé pour combiner les valeurs individuelles des indicateurs biologiques. Ce score compréhensif peut faciliter l'interprétation des données. Il faut tout de même préciser que la méthode de calcul du score compréhensif doit encore être affinée. Dans ce but, il faut identifier les aspects les plus critiques de la qualité biologique du sol dans les régions où on veut appliquer le score compréhensif en tenant compte des objectifs de la gestion des sols. Une identification des valeurs seuils optimales et des limites critiques doivent être opérer en considération de la gamme de valeur habituelle en Wallonie relevée dans ce rapport.

Lien entre teneur en carbone organique et indicateurs biologiques

Il existe peu de relations significatives entre la teneur en COS et les valeurs des indicateurs biologiques. Cela démontre que, bien que le carbone organique intègre certaines fonctions biologiques du sol, la mesure d'indicateurs biologiques supplémentaires est nécessaire pour fournir une image plus complète de la qualité biologique du sol.

5. PERSONALIA

Caroline Chartin a été engagée le 1 juillet 2013 (100% ETP) et ce jusqu'au 31 décembre 2014.

Inken Krüger a été engagée au 12 août 2013 (100% ETP) et ce jusqu'au 31 décembre 2014.

Antoine Stevens a été engagé au 1 septembre 2014 (80% ETP) et ce jusqu'au 31 décembre 2014.

6. COMMUNICATIONS ET CONFERENCES

Krüger I, Chartin C, van Wesemael B, Carnol M: Biological indicators of soil quality over landscape spatial scales: a case study in Southern Belgium. Monitoring Soil Properties at Different Scales, Braunschweig, D, Novembre 2014. (Presentation orale)

Krüger I, Chartin C, van Wesemael B, Carnol M: Biological indicators of soil quality over landscape spatial scales: a case study in Southern Belgium. The 8th International Symposium on Ecosystem Behavior (BIOGEOMON), Bayreuth, D, Juillet 2014. (Poster)

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Allen, S. E., Grimshaw, H. M., Parkinson, J. A., & Quarmby, C. L. (1974).Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publications.

Anderson, T. H., Domsch, K. H., 1985. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state.Biology and Fertility of Soils, 1(2), 81-89.

Anderson, T. H., Weigel, H. J., 2003. Soil biodiversity—A sensible soil indicator? Considerations on its role and function in soil ecosystems. In Agricultural impacts on soil erosion and soil biodiversity: Developing indicators for policy analysis: Proceeding from an OECD Expert Meeting, 467-484.

Boer,E.P.J., de Beurs, K.M. and Dewi Hartkamp, A., 2001. Kriging and thin plate splines for mapping climate variables. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 3(2), 146-154.

Bolinder MA, *et al.* (2007) An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agric Ecosyst Environ 118:29–42.

Brady, N.C, Weil, R.R., 1996. The nature and properties of soils. 11th ed. Prentice Hall, London, UK.

Breure, A. M., 2006. Monitoring and evaluating soil quality. Microbiological methods for assessing soil quality, 23.

Brookes, P. C., Powlson, D. S., Jenkinson, D. S., 1982. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. Soil biology and biochemistry, 14(4), 319-329.

Cleveland, C. C., Liptzin, D., 2007. C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? Biogeochemistry, 85(3), 235–252.

Colinet, G., Bah B., Weissen F., Bock L., 2013. Suivi pédologique de l'inventaire forestier permanent des ressources ligneuses. Bilan des analyses à la fin de la campagne T12. Rapport de convention RW-GxABT. 24p.

Convention EPHESIA. EVALUATION DES RISQUES DE COMPACTION DES SOLS EN REGION WALLONNE - Appui à la cartographie de la contrainte de préconsolidation. Rapport d’étude, RP OWD 2013001.

Creamer, R. E., Schulte, R. P. O., Stone, D., Gal, A., Krogh, P. H., Lo Papa, G., … Winding, A., 2014. Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter? Ecological Indicators, 36, 409–418.

Dalal, R.C., 1998. Soil microbial biomass—what do the numbers really mean?. Animal Production Science, 38(7), 649-665.

Dendoncker, N., van Wesemael, B., Rounsevell, M., Roelandt, C., 2004. Belgium’s CO2 mitigation potential under improved cropland management. Agric. Ecosystems Environ. 103, 101–116.

Destain, J.P., Reuter, V., Goffart, J.P., 2010. Les cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) et engrais verts : protection de l'environnement et intérêt agronomique. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement, 14 (S1), 73-78.

De Vos, B., Van Meirvenne, M., Quataert, P., Deckers, J., Muys, B., 2005. Predictive Quality of Pedotransfer Functions for Estimating Bulk Density of Forest Soils. Soil Science Soil Society of America Journal 69 (2), 500-510.

D’or, D., et Froideveaux, R., 2013. Evaluation des risques de compaction des sols en région wallonne – Appui à la cartographie de la contrainte de préconsolidation. 106 pp.

Engels, P. Legrain, X., 2007. Légende de la Carte Numérique des Sols de Wallonie – version 2 (2007). Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux – Laboratoire de géopédologie, en relation avec le PCNSW (convention pour le compte de la Région Wallonne – DGA), 54 p. + 2 annexes.

ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós, M. C., Seoane, S., 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. Soil Biology and Biochemistry, 37(5), 877–887.

Gisi, U., 1997. Bodenökologie. Georg Thieme Verlag.

Goidts, E., 2009. Soil organic carbon evolution at the regional scale: Overcoming uncertainties & quantifying driving forces. PhD Thesis, Université Catholique de Louvain-la-Neuve, Belgium, 257p.

Goidts, E., van Wesemael, B.,Crucifix, M., 2009. Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. European Journal of soil Science, doi: 10.1111/j.1365-2389.2009.01157.x # 2009

Goidts, E., van Wesemael, B., 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005). Geoderma 141 (3), 341-354.

Grace, C., Hart, M., Brookes, P. C., 2006. Laboratory Manual of the Soil Microbial Biomass Group. Rothamsted Research.

Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. Plant Soil 191, 77–87.

Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J. Additive models, trees, and related methods. In The Elements of Statistical Learning, Springer Series in Statistics, pages 295-336. Springer New York, January 2009.

Hollis, J.M., Hannam, J., Bellamy. P.H., 2012. Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. European Journal of Soil Science 63, 96-109.

Horwarth, W., Paul, E., 1994. Methods of soil analysis. Part 2: Microbiological and biochemical properties. Soil Science Society of America Journal, Books Series.

Hussain, I., Olson, K. ., Wander, M. ., & Karlen, D. . (1999). Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. Soil and Tillage Research, 50(3-4), 237–249.

Insam, H., Haselwandter, K., 1989. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. Oecologia, 79(2), 174-178.

Jarvis, S. C., Stockdale, E. A., Shepherd, M. A., Powlson, D. S., 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. Advances in Agronomy, 57, 187-235.

Jarvis, A., Reuter, H.I., Nelson, A., Guevara, A., 2008. Hole-lled SRTM for the globe version 4. available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database (http://srtm. csi. cgiar. org).

Jenkinson, D. S., Ladd, J. N., 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. Soil Biochemistry. pp. 415–471.

Jenkinson, D. S., Brookes, P. C., Powlson, D. S., 2004. Measuring soil microbial biomass. Soil Biology and Biochemistry, 36(1), 5-7.

Jenness, J., 2006. Topographic Position Index (tpi_jen. avx) extension for ArcView 3. x, v. 1.3 a. Jenness Enterprises.

Joergensen, R. G., Mueller, T., 1996. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the kEN value. Soil Biology and Biochemistry, 28(1), 33-37.

Jolivet, C., Arrouays, D., Boulonne, L., Ratié, C., Saby, N. (2006). Le réseau de mesures de la qualité des sols de France (RMQS). État d'avancement et premiers résultats. Étude et Gestion des Sols, 13(3), 149-164.

Klingmüller, W., 1994. Metabolic deprivation: a lead to containment in bacterial releases. Microbial Releases : Viruses, Bacteria, Fungi, 2(4), 289–92.

Lawrence, A. P., Bowers, M. A., 2002. A test of the "hot" mustard extraction method of sampling earthworms. Soil Biology and Biochemistry, 34(4), 549–552.

Lettens, S., De Vos, B., Quataert, P., van Wesemael, B., Muys, B., van Orshoven, J., 2007. Variable carbon recovery of Walkley-Black analysis and implications for national soil organic carbon accounting. European Journal of Soil Science 58, 1244-1253.

Liebig, M. A., Varvel, G., Doran, J. (2001). A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. Agronomy Journal, 93(2), 313-318.

Malchair, S., Halen, H., Moutier, M., Carnol, M., 2010. Appreciation of biological indicators as tools for evaluating soil quality. Rapport.

Martin, M. P., Wattenbach, M., Smith, P. Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., Arrouays, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. Biogeosciences 8(5), 1053-1065.

Maugnard, A., Bielders, C., Bock, L., Colinet, G., Cordonnier, H., Degré, A., Demaarcin, P; Dewez, A., Feltz, N ;, Legrain, X., Pineux, N., Mokadem, A.I., 2013. Cartographie du risque d'érosion hydrique à l'échelle parcellaire en soutien à la politique agricole wallonne (Belgique). Etude et Gestion des Sols 20 (2), 127-141.

Meersmans, J., 2009. Spatial and temporal analysis of soil organic carbon at the regional scale (Belgium). PhD Thesis, Université Catholique de Louvain-la-Neuve, Belgium, 141 pp.

Meersmans, J., van Wesemael, B., van Molle, M., 2009. Determining soil organic carbon for agricultural soils: a comparison of Walkley & Black and the dri combustion methods (north Belgium). Soil Use and Management 25, 346-353.

Moniteur Belge, 2002. Arrêté du Gouvernement wallon relatif à la gestion durable de l'azote en agriculture du 29 Novembre 2002. Gouvernements de la communauté et de région, Belgium.

Odum, E. P. ,1969. The strategy of ecosystem development. Sustainability: Sustainability, 164, 58.

Pankhurst, C., Doube, B. M., Gupta, V. V. S. R., 1997. Biological indicators of soil health. Cab International, Wallingford.

Pebesma, Edzer J, 2006. "The Role of External Variables and GIS Databases in Geostatistical Analysis". Transactions in GIS 10 (4): 615–632.

Phillips, J. D. 1990. A saturation-based model of relative wetness for wetland identification. Water Resources Bulletin 26, 333-342.

Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Porter, J.P., 1991. RUSLE: Revised Universal Soil Loss equation. Journal of Soil & Water Conservation 46, 30-33.

Rahmanipour, F., Marzaioli, R., Bahrami, H. A., Fereidouni, Z., Bandarabadi, S. R., 2014. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. Ecological Indicators, 40, 19-26.

Robertson, G. P., 1982. Nitrification in forested ecosystems. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences, 296(1082), 445-457.

Rosenberg, M. S., 2005. The file-drawer problem revisited: a general weighted method for calculating fail-safe numbers in meta-analysis. Evolution, 59(2), 464–468.

Sherrod, L.A., Dunn, G., Peterson, G.A., Kolberg, R.L., 2002. Inorganic carbon analysis by modified pressure-calcimeter method. Soil Science Society of American Journal 66, 299-305.

Sparling, G. P., Pankhurst, C., Doube, B. M., Gupta, V. V. S. R., 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health.Biological indicators of soil health, 97-119.

Springer, U. and Klee, J. (1954) Pru¨fung der Leistungsfa¨higkeit von einigen wichtigen Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsaure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 64: 1– 26.

Stevens, A., van Wesemael, B., Marx, S., Leydet, L., 2014. Mapping Topsoil Organic Carbon Content in Grand-Duchy of Luxembourg. Université Catholique de Louvain-la-Neuve – laboratoire de Géogrphie physique, en relation avec le Ministère de l'Agriculture de la viticulture et de la Protection du consommateur du Grand-Duché du Luxembourg. 59 pp.

Stevens, F, Bogaert, P, van Wesemael, B. 2015. Spatial filtering of a legacy dataset to characterize relationships between soil organic carbon and soil texture. *Geoderma 237-238*, 224-236.

Trevor, H. and Tibshirani, R., 1986. Generalized additive models. Statistical science 1(3), 297-310.

Trigalet, S., Van Oost, S., Roisin, C., Bas van Wesemael, B., 2014. Carbon associated with clay and fine silt s an indicator for SOC decadal evolution under different residue management practices. Agriculture, Ecosystems and Environment 196, 1–9.

Ulrich, S., Tischer, S., Hofmann, B., Christen, O., 2010. Biological soil properties in a long-term tillage trial in Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 173(4), 483–489.

Van Camp. L., Bujjarabal, B, Gentile, A-R., Jones, R.J.A, Montanarella, L., Olazabal, C. and Selvaradjou, S-K. 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/1, 872pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.

Van Wesemael, B., Lettens, S., Roelandt, C., Van Orshoven, J., 2005. Modelling the evolution of regional carbon stocks in Belgian cropland soils. Canadian Journal of Soil Science, 85, 511-521.

Verheijen, F.g.a., Bellamy, P.h., Kibblewhite, M.g., Gaunt, J.l, 2005. Organic carbon ranges in arable soils of england and wales. Soil Use and Management 21(1), 2-9.

Vlaamse Landmaatschappij, 2004. Mestbank: Manure registration at the municipality level. Available: http://www.vlm.be/mestbank/startpagina.htm

Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37, 29–37.

Wardle, D. A., 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biological reviews, 67(3), 321-358.

Wardle, D. A., Ghani, A., 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. Soil Biology and Biochemistry, 27(12), 1601–1610.

Weaver, R., Angle, S., Bottomley, P. (1994). Methods of Soil Analysis: Part 2, Microbiological and Biochemical Properties.

Wood, S.N., 2001. mgcv: GAMs and generalized ridge regression for r. R news 1(2), 20-25.

Xu, X., Thornton, P. E., Post, W. M., 2013. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. Global Ecology and Biogeography, 22(6), 737–749.

Zar, J. H. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, New Jersey, 1999.

8. ANNEXES

A : Calcul des apports moyens annuels de carbone organique par fumures (t C ha-1 yr-1)

La production de fumier et de lisier ont été calculées selon la méthode proposée par Dendoncker *et al.* (2004) et van Wesemael *et al.* (2005). Ces auteurs estiment la production annuelle de fumier ou de lisier d'après les effectifs de bétail classés par âge, le type de bâtiments les abritant, le temps passé à l'année dans ces bâtiments, et les coefficients d'excrétion publiés par le Gouvernement Wallon (Moniteur belge, 2002). Les chiffres obtenus ont ensuite été convertis en stocks de carbone organique en se basant sur une teneur en matière sèche de 25% pour le fumier et de 12 % pour le lisier (Vlaamse Landmaatschappij, 2004), et une teneur moyenne en carbone organique de 41% dans les deux cas (Brady et Weil, 1996 - p. 374).

B : Correction spécifique des mesures de COS de 1955 et 2005 pour l'analyse comparative des stocks de COS entre 1955 et 2013 (Cf. $ 3.1.1.2)

Afin de pouvoir comparer plus précisément l'évolution des stocks de COS dans les unités de cultures en région Limoneuse et de prairies en Ardenne, entre les trois dates d'échantillonnage (1955, 2005 et 2013), une correction spécifique des données de COS de 1955 et 2005 pour chaque unité a été effectuée. Les teneurs en COS de 1955 et 2005 ont été évaluées par la méthode Walkley & Black qui présente un phénomène d'oxydation incomplète de la matière organique, et donc sous-évalue la teneur en carbone organique par rapport à l'analyse élémentaire par combustion à sec utilisée sur les échantillons prélevés en 2013. Une correction de 4/3 est généralement appliquée pour pallier à ce problème (c'est le cas dans la base de données AardeWerk, § 3.1.1), mais différentes études ont démontré que selon la texture, ce coefficient de correction pouvait varier (Lettens *et al.*, 2007, Meersmans *et al.*, 2009). Les sols de l'unité en Région Limoneuse ont une texture A (silt-loam pour les classes de la FAO) et les sols des prairies ardennaises ont une texture G (stony-loam pour les classes FAO) (FAO, 2006 ; Goidts, 2009). Parmi les 100 échantillons du réseau CARBOSOL prélevés en 2005 et analysés en combustion à sec récemment, 30 sont de texture A et 60 de texture G. Nous avons étudié les facteurs de correction cF dans chaque classe de texture, tel que :

$$cF = {}^{COS_{CS}}/_{COS_{wb}}$$

Avec COS_{CS} la teneur en carbone organique total de l'échantillon mesuré par combustion sèche, et COS_{WB} la teneur de carbone organique mesuré par la méthode Walkley & Black. Un test de Kruskal-Wallis a démontré que les distributions de cF dans les deux groupes de classes texturales distinctes A et G sont différentes ($P < 0.001$; $a = 0.05$). Les valeurs médianes de 1.41 et de 1.30 ont été choisies, respectivement, pour corriger les valeurs des mesures de COS par la méthode Walkley & Black pour les échantillons de texture A (cultures en Région Limoneuse) et de texture G (prairies en Ardenne). Les relations entre les valeurs de COS obtenues par combustion sèche COS_{CS} et les valeurs obtenues par Walkley & Black et corrigées par cF, montrent respectivement un coefficient de détermination r^2 de 0.84 et 0.88, et une erreur moyenne de 0.21 et 0.11 g C kg^{-1} non-significatives ($p > 0.95$ dans les deux cas) pour les points de texture A et G.

TABLEAU A1: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES VALEURS DE FACTEUR DE CONVERSION CF ENTRE TENEURS EN CARBONE ORGANIQUE MESUREES PAR LA METHODE WALKLEY & BLACK (COS_{WB}) ET TENEURS EN CARBONE ORGANIQUE TOTALE MESUREES PAR COMBUSTION SECHE (COS_{CS}) POUR DEUX CLASSES DE TEXTURE (SILT-LOAM ET STONY-LOAM).

Classe texturale	A / Silt-loam	G / Stony-loam
n	30	60
Minimum	0.59	0.76
Maximum	3.37	1.68
Mean	1.54	1.30
Deviation standard	0.50	0.13
Médiane	1.41	1.30

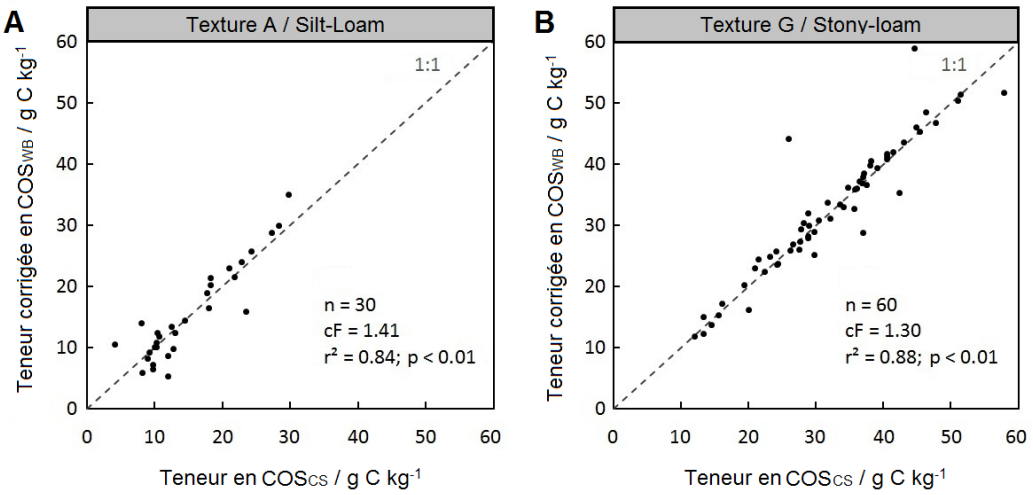


FIGURE A1: TENEURS EN CARBONE ORGANIQUE OBTENUES PAR METHODE WALKLEY & BLACK ET CORRIGEES SELON LE FACTEUR DE CORRECTION SPECIFIQUE A (A) LA CLASSE TEXTURALE A (SILT-LOAM ; CF=1.41), ET (B) LA CLASSE TEXTURALE G (STONY-LOAM ; CF=1.30).

TABLEAU A1B : STATISTIQUES DES STOCKS DE SOC POUR L'UNITE DE CULTURE EN REGION LIMONEUSE ET DE PRAIRIES EN ARDENNE POUR 1955, 2005 ET 2013. (CORRECTION DES TENEURS EN SOC INTEGREE).

stocks de COS 1955 (t C ha-1)			stocks de COS 2005 (t C ha-1)			stocks de COS 2013 (t C ha-1)		
moyenne	écart-type	médiane	moyenne	écart-type	médiane	moyenne	écart-type	médiane
55.89	13.55	54.95	38.6	6.27	37.82	43.48	13.55	40.87
96.28	89.38	70.53	77.52	16.9	77.99	77.28	13.95	82.22

C : Homogénéisation des données observées de COS des bases de données CARBOSOL, CARBIOSOL et IPRFW pour la cartographie du COS sur l'ensemble de la Wallonie (Cf. $ 3.1.2.1, $ 3.1.3 et $ 3.1.4)

Cent échantillons de la base de données CARBOSOL, analysés à l'époque pour le COS par la méthode Walkley & Black, et 100 échantillons de l'IPRFW déjà analysés pour le COS par la méthode Springer-Klee, ont été ré-analysés selon la méthode de combustion sèche (VarioMax CN dry combustion Analyzer, Elementar GmbH, Germany) utilisée dans cette convention. Les mesures de COS obtenues par la première méthode (soit Walkley & Black, soit Springer-Klee) ont été comparées aux mesures obtenues par combustion sèche. Un modèle linéaire a été ajusté pour chaque configuration afin de pouvoir corriger les données d'origine (CARBOSOL et IPRFW), et de les rendre comparables aux mesures effectuées durant la convention CARBIOSOL (Fig. A2):

$$COS_{WB}corrigé = COS_{WB} * 1.1692 + 2.96549$$

$$COS_{CS}corrigé = COS_{SK} * 0.88387 - 2.23503$$

Avec COS_{WB} et COS_{SK} les teneurs en COS (g C kg^{-1}) obtenues par les méthodes de Walkley & Black et Springer-Klee, respectivement.

Les valeurs des teneurs en COS mesurées par combustion sèche pour les 100 points de la base de données CARBOSOL, ainsi que les 100 points de l'IPRFW, utilisées pour déterminer ces corrections ont été utilisées dans le processus de cartographie de la teneur en COS en remplacement des données d'origine (Cf. $ 3.1.2.1). De même, les teneurs en COS mesurées par combustion sèche en 2013 pour 32 points de l'unité 4 de cultures en Région Limoneuse et 19 points de l'unité 15 de prairies en Ardenne ont remplacées les données de 2005 (CARBOSOL). Ceci est également valable pour les parties concernant le calcul théorique du déficit potentiel de saturation en carbone organique stable (Cf.$ 3.1.3) et le bilan des stocks de COS par occupation de sols et régions agricoles (Cf. $ 3.1.4).

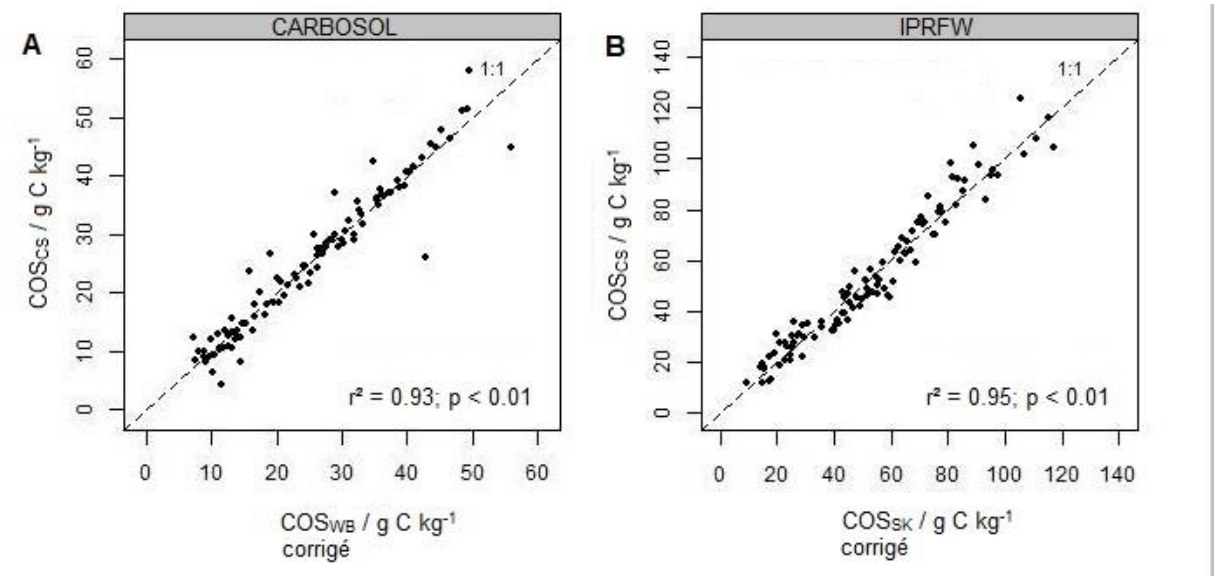


FIGURE A2: TENEURS EN CARBONE ORGANIQUE CORRIGEES DES BASES DE DONNEES (A) CARBOSOL (METHODE WALKLEY & BLACK) ET (B) IPRFW (METHODE SPRINGER-KLEE) CONFRONTEES AUX TENEURS DES MEMES ECHANTILLONS MESUREES PAR COMBUSTION SECHE.

D : Relations entre données observées de COS et les co-variables morphométriques.

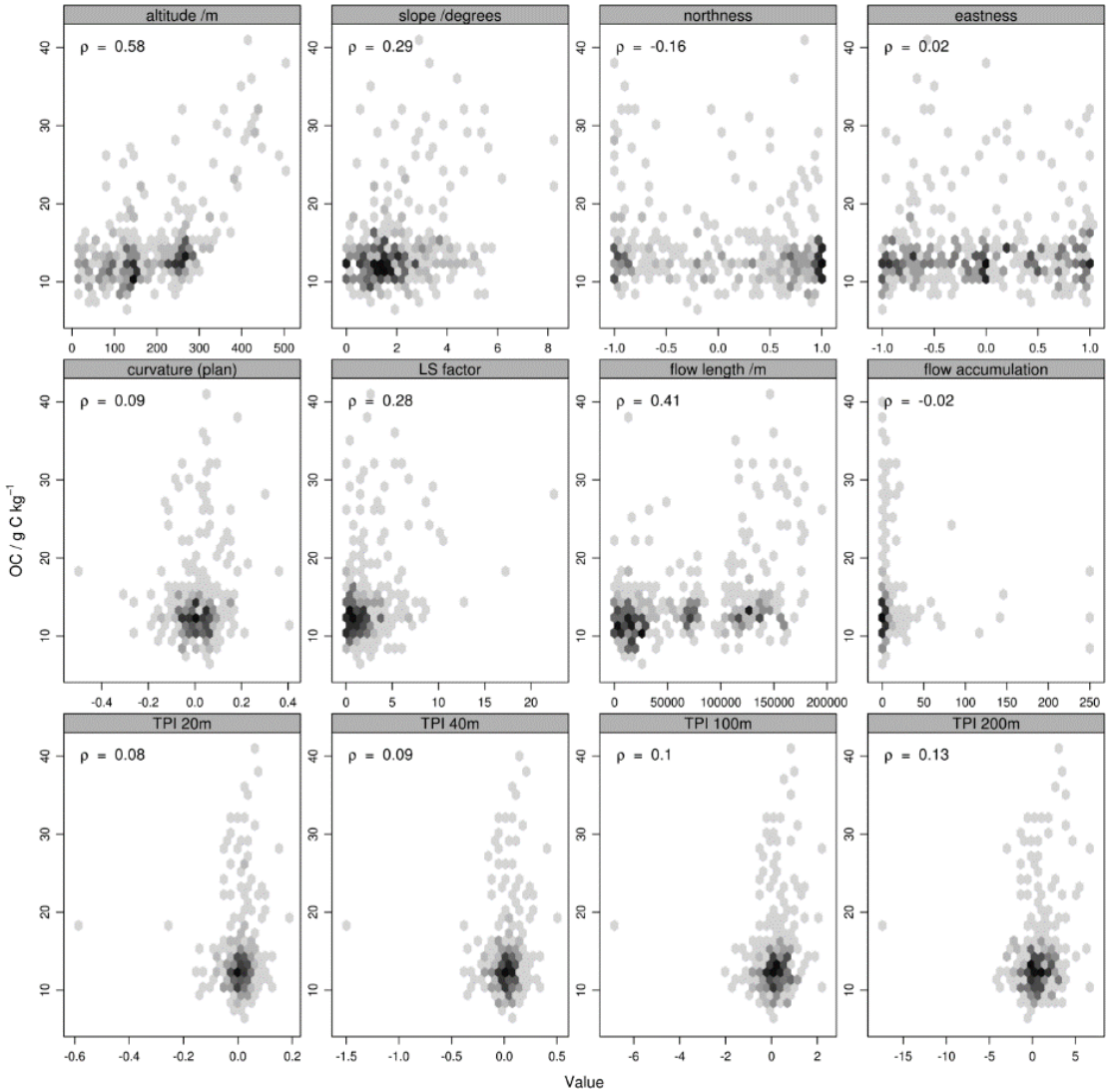


FIGURE A3 : RELATIONS ENTRE DONNÉES OBSERVÉES DE COS (G C KG^{-1}) ET CO-VARIABLES MORPHOMÉTRIQUES POUR LES SOLS SOUS CULTURES.

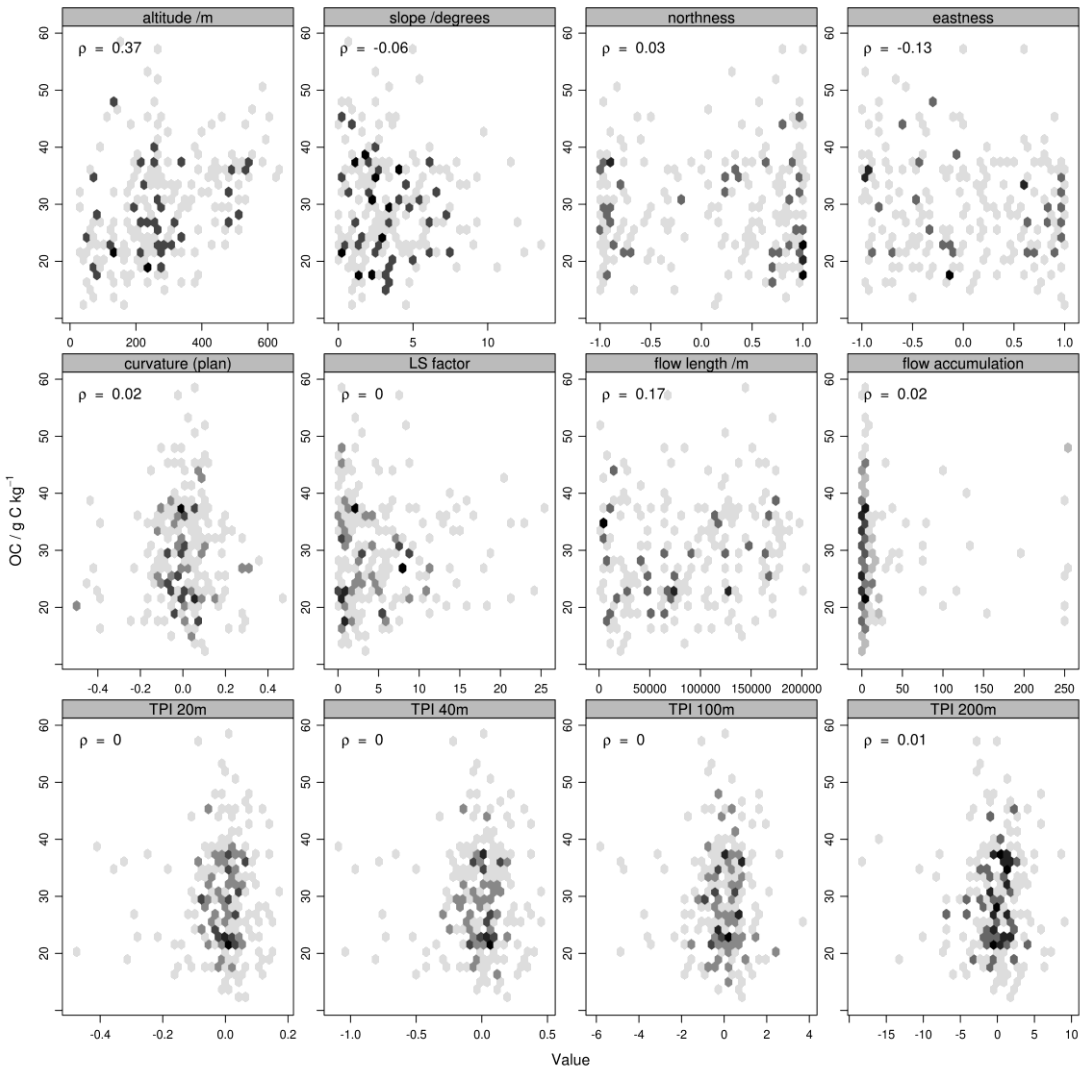


FIGURE A4: RELATIONS ENTRE DONNÉES OBSERVÉES DE COS (G C KG^{-1}) ET CO-VARIABLES MORPHOMÉTRIQUES POUR LES SOLS SOUS PRAIRIES.

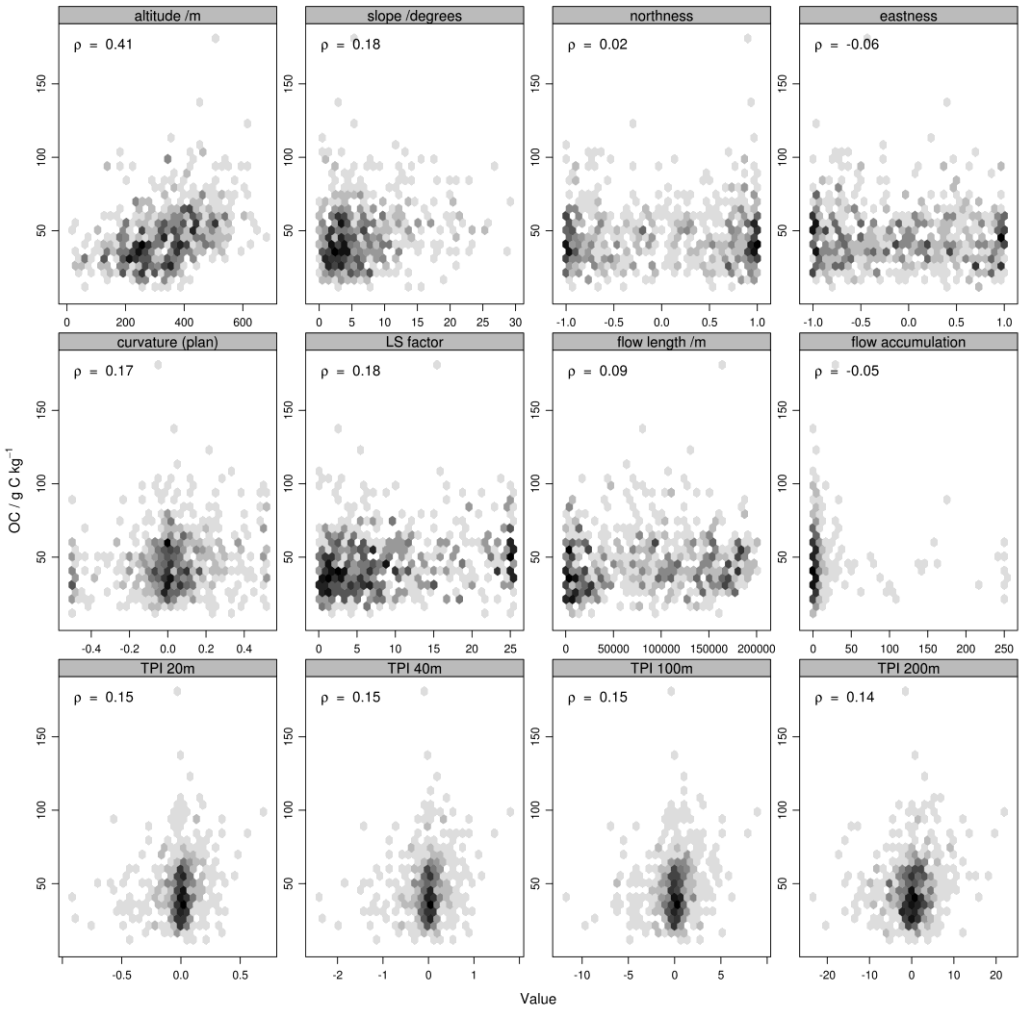


FIGURE A5: RELATIONS ENTRE DONNÉES OBSERVÉES DE COS (G C KG^{-1}) ET CO-VARIABLES MORPHOMÉTRIQUES POUR LES FORÊTS.

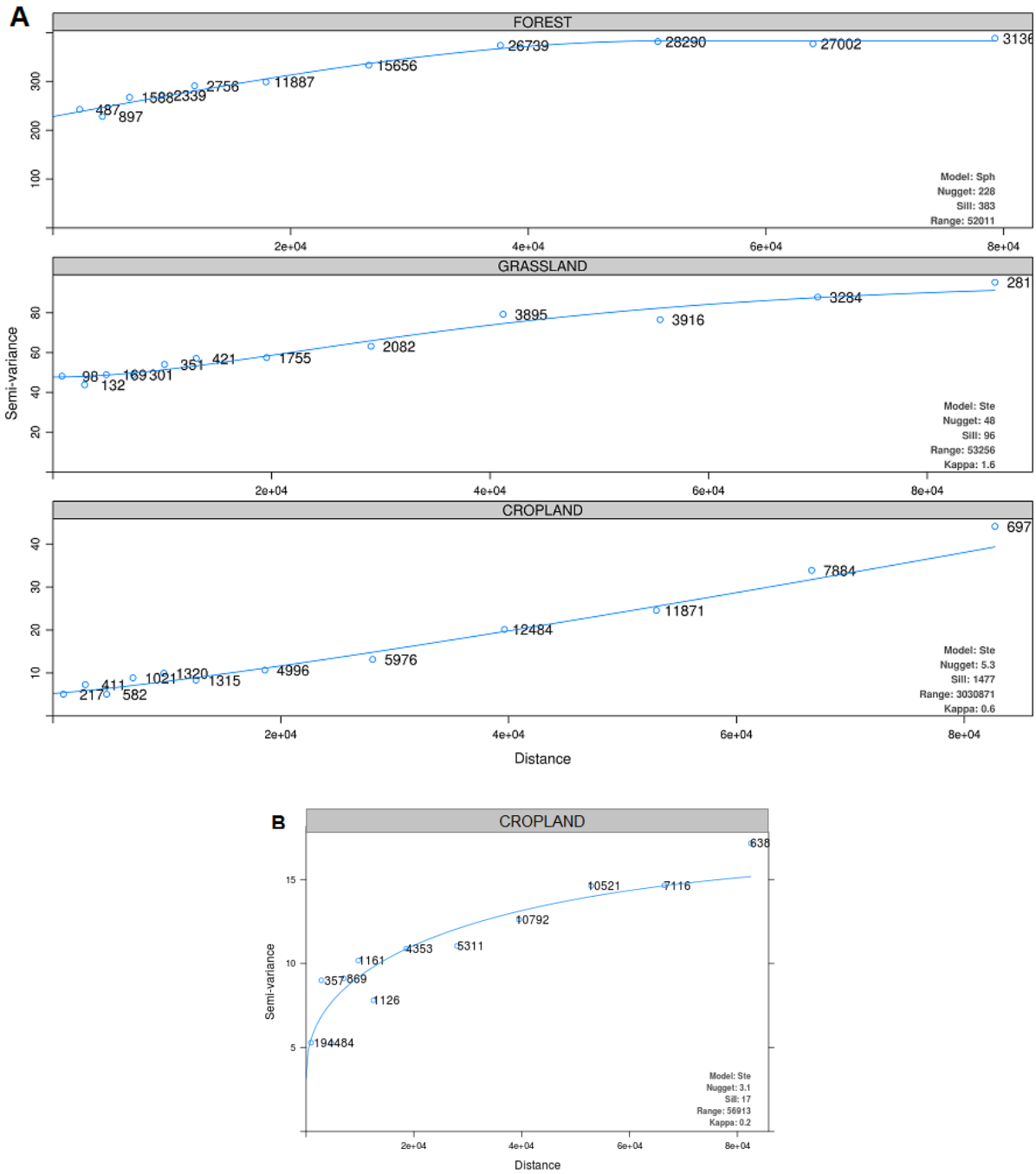


FIGURE A6: SEMI-VARIOGRAMMES (A) DES DONNÉES DE COS SOUS CULTURES, PRAIRIES ET FORÊTS, ET (B) DES DONNÉES DE COS SOUS CULTURES APRÈS CORRECTION DE LA TENDANCE*.

* le semi-variogramme « brut » des sols sous cultures (Fig. A6 A) n'est pas borné, ce qui implique une variable non-stationnaire (moyenne tend à varier dans l'espace).

E : Relations entre données observées de DA et les co-variables.

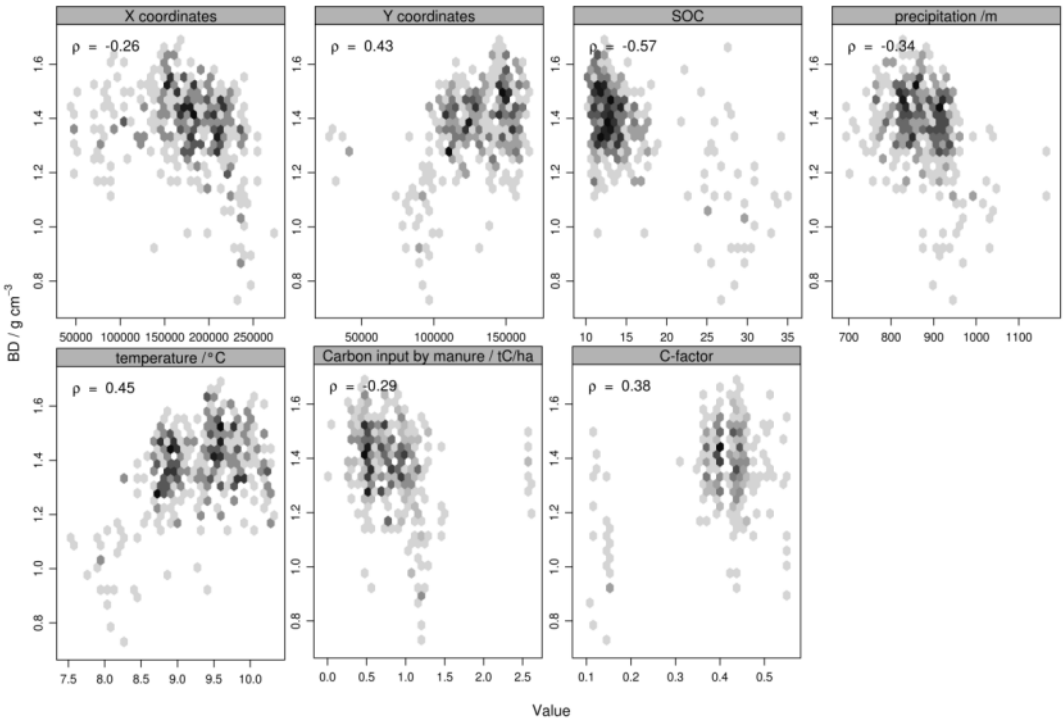


FIGURE A7: RELATIONS ENTRE DONNÉES OBSERVÉES DE DA (G CM^{-3})ET COORDONNÉES GÉOGRAPHIQUES, COS, DONNÉES CLIMATIQUES, APPORT DE CARBONE PAR FUMURES ET LE FACTEUR C POUR LES SOLS SOUS CULTURES.

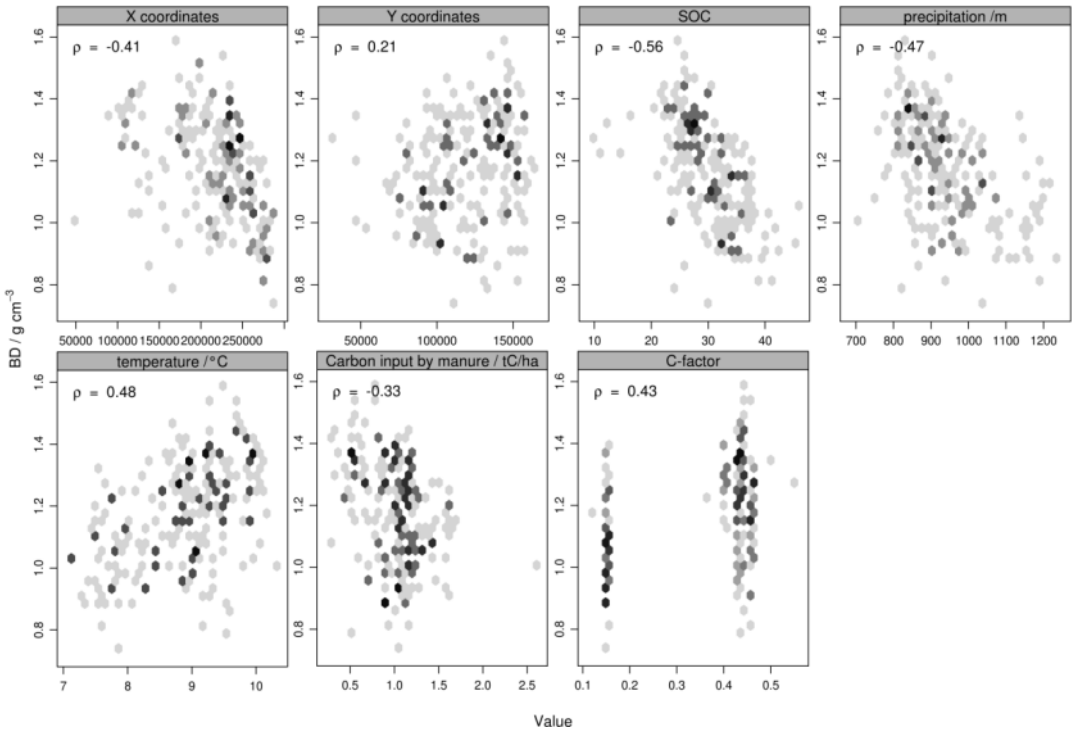


FIGURE A8: RELATIONS ENTRE DONNÉES OBSERVÉES DE DA (G CM^{-3}) ET COORDONNÉES GÉOGRAPHIQUES, COS, DONNÉES CLIMATIQUES, APPORT DE CARBONE PAR FUMURES ET LE FACTEUR C POUR LES SOLS SOUS PRAIRIES.

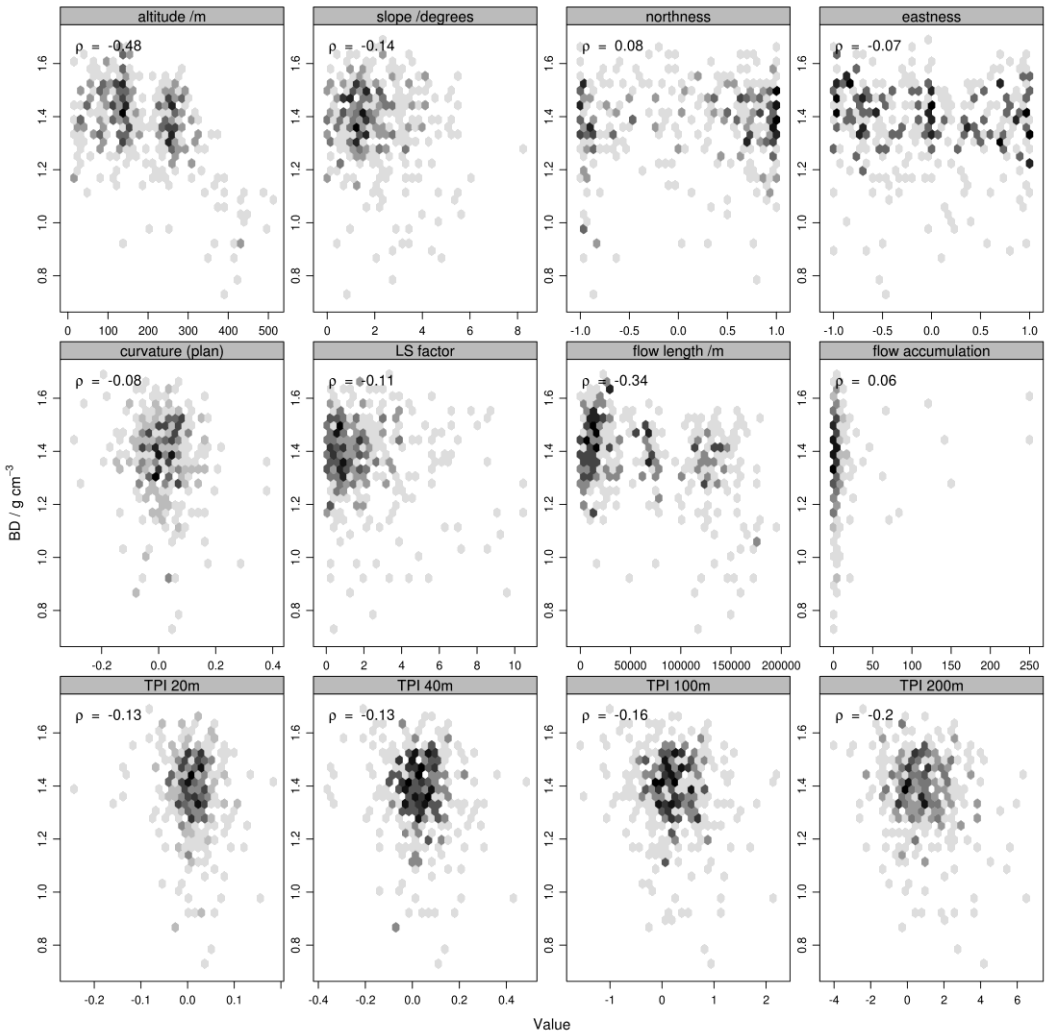


FIGURE A9: RELATIONS ENTRE DONNÉES OBSERVÉES DE DA (G CM^{-3}) ET CO-VARIABLES MORPHOMÉTRIQUES POUR LES CULTURES.

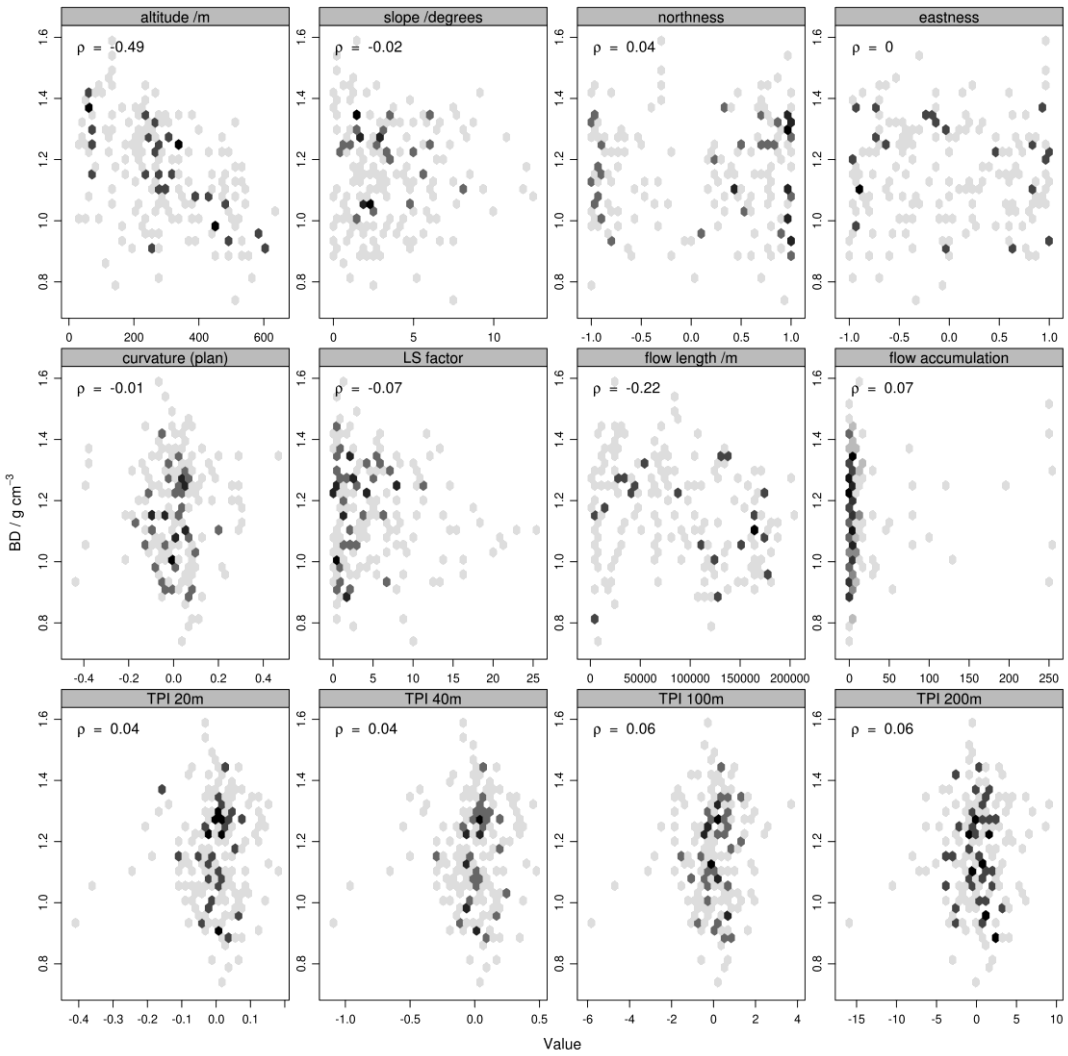


FIGURE A10: RELATIONS ENTRE DONNÉES OBSERVÉES DE DA (G CM^{-3}) ET CO-VARIABLES MORPHOMÉTRIQUES POUR LES PRAIRIES.

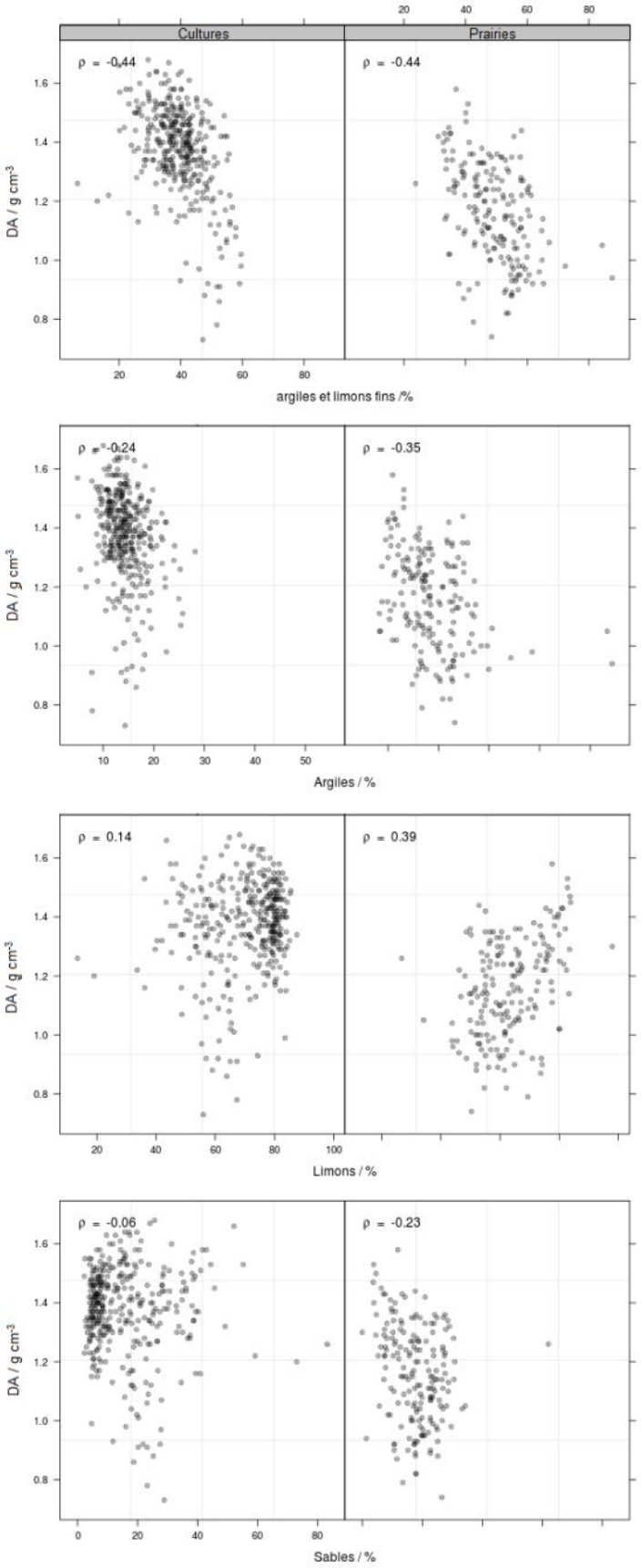


FIGURE A11: RELATIONS ENTRE DONNÉES DE DA (G CM^{-3}) ET CLASSES TEXTURALES.

F : Liste des études utilisées dans la recherche bibliographique

Aciego Pietri, J. C., & Brookes, P. C. (2008). Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *40*(7), 1856-1861.

Agnelli, A., Ugolini, F. C., Corti, G., & Pietramellara, G. (2001). Microbial biomass-C and basal respiration of fine earth and highly altered rock fragments of two forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, *33*(4), 613-620.

Alia, A. N. A., Tosiah, S., Norziana, Z. Z., Jamil, Z. A., & Radzali, M. M. (2013). Characterization of soil microbial functional diversity in Pulau Tekak Besar, Tasik Kenyir. *Journal of Tropical Agriculture and Food Science 41*(1), 95-108.

Ammer, S., Weber, K., Abs, C., Ammer, C., & Prietzel, J. (2006). Factors influencing the distribution and abundance of earthworm communities in pure and converted Scots pine stands. *Applied Soil Ecology*, *33*(1), 10-21.

Ananyeva, N. D., Susyan, E. A., Chernova, O. V., & Wirth, S. (2008). Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia.*European Journal of Soil Biology*, *44*(2), 147-157.

Arai, M., Minamiya, Y., Tsuzura, H., Watanabe, Y., Yagioka, A., & Kaneko, N. (2014). Changes in water stable aggregate and soil carbon accumulation in a no-tillage with weed mulch management site after conversion from conventional management practices. *Geoderma*, *221*, 50-60.

Babujia, L. C., Hungria, M., Franchini, J. C., & Brookes, P. C. (2010). Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. *Soil Biology and Biochemistry*,*42*(12), 2174-2181.

Balser, T. C., & Firestone, M. K. (2005). Linking microbial community composition and soil processes in a California annual grassland and mixed-conifer forest. *Biogeochemistry*, *73*(2), 395-415.

Bartlett, M., James, I., Harris, J., & Ritz, K. (2008). Earthworm community structure on five English golf courses. *Applied Soil Ecology*, *39*(3), 336-341.

Belyaeva, O. N., Haynes, R. J., & Sturm, E. C. (2012). Chemical, physical and microbial properties and microbial diversity in manufactured soils produced from co-composting green waste and biosolids. *Waste Management*, *32*(12), 2248-2257.

Bennett, L. T., & Adams, M. A. (1999). Indices for characterising spatial variability of soil nitrogen semi-arid grasslands of northwestern Australia. *Soil Biology and Biochemistry*, *31*(5), 735-746.

Berch, S. M., Brockley, R. P., Battigelli, J. P., Hagerman, S., & Holl, B. (2006). Impacts of repeated fertilization on components of the soil biota under a young lodgepole pine stand in the interior of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, *36*(6), 1415-1426.

Biau, A., Santiveri, F., Mijangos, I., & Lloveras, J. (2012). The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology*, *53*, 56-61.

Bissett, A., Richardson, A. E., Baker, G., & Thrall, P. H. (2011). Long-term land use effects on soil microbial community structure and function. *Applied Soil Ecology*, *51*, 66-78.

Blagodatskaya, E. V., & Anderson, T. H. (1999). Adaptive responses of soil microbial communities under experimental acid stress in controlled laboratory studies. *Applied Soil Ecology*, *11*(2), 207-216.

Böhme, L., & Böhme, F. (2006). Soil microbiological and biochemical properties affected by plant growth and different long-term fertilisation.*European Journal of Soil Biology*, *42*(1), 1-12.

Bossio, D. A., Girvan, M. S., Verchot, L., Bullimore, J., Borelli, T., Albrecht, A., ... & Osborn, A. M. (2005). Soil microbial community response to land use change in an agricultural landscape of western Kenya. *Microbial Ecology*, *49*(1), 50-62.

Cai, Y. F., Barber, P., Dell, B., O'Brien, P., Williams, N., Bowen, B., & Hardy, G. E. S. J. (2010). Soil bacterial functional diversity is associated with the decline of *Eucalyptus gomphocephala*. *Forest Ecology and Management*, *260*(6), 1047-1057.

Calderón, F. J., Jackson, L. E., Scow, K. M., & Rolston, D. E. (2000). Microbial responses to simulated tillage in cultivated and uncultivated soils.*Soil Biology and Biochemistry*, *32*(11), 1547-1559.

Cardelli, R., Marchini, F., & Saviozzi, A. (2012). Soil organic matter characteristics, biochemical activity and antioxidant capacity in Mediterranean land use systems. *Soil and Tillage Research*, *120*, 8-14.

Chaer, G. M., Fernandes, M. F., Myrold, D. D., & Bottomley, P. J. (2009). Shifts in microbial community composition and physiological profiles across a gradient of induced soil degradation. *Soil Science Society of America Journal*,*73*(4), 1327-1334.

Chalhoub, M., Garnier, P., Coquet, Y., Mary, B., Lafolie, F., & Houot, S. (2013). Increased nitrogen availability in soil after repeated compost applications: Use of the PASTIS model to separate short and long-term effects. *Soil Biology and Biochemistry*, *65*, 144-157.

Chan, K. Y., & Barchia, I. (2007). Soil compaction controls the abundance, biomass and distribution of earthworms in a single dairy farm in south-eastern Australia. *Soil and Tillage Research*, *94*(1), 75-82.

Colin-Belgrand, M., Dambrine, E., Bienaimé, S., Nys, C., & Turpault, M. P. (2003). Influence of tree roots on nitrogen mineralization. *Scandinavian Journal of Forest Research*, *18*(3), 260-268.

Crittenden, S. J., Eswaramurthy, T., de Goede, R. G. M., Brussaard, L., & Pulleman, M. M. (2014). Effect of tillage on earthworms over short-and medium-term in conventional and organic farming. *Applied Soil Ecology*.

Dai, J., Becquer, T., Rouiller, J. H., Reversat, G., Bernhard-Reversat, F., & Lavelle, P. (2004). Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. *Applied Soil Ecology*, *25*(2), 99-109.

Dilly, O. (2001). Microbial respiratory quotient during basal metabolism and after glucose amendment in soils and litter. *Soil Biology and Biochemistry*,*33*(1), 117-127.

Dilly, O., Blume, H. P., Sehy, U., Jimenez, M., & Munch, J. C. (2003). Variation of stabilised, microbial and biologically active carbon and nitrogen in soil under contrasting land use and agricultural management practices.*Chemosphere*, *52*(3), 557-569.

Domene, X., Mattana, S., Hanley, K., Enders, A., & Lehmann, J. (2014). Medium-term effects of corn biochar addition on soil biota activities and functions in a temperate soil cropped to corn. *Soil Biology and Biochemistry*,*72*, 152-162.

Douterelo, I., Goulder, R., & Lillie, M. (2010). Soil microbial community response to land-management and depth, related to the degradation of organic matter in English wetlands: Implications for the *in situ* preservation of archaeological remains. *Applied Soil Ecology*, *44*(3), 219-227.

Eleftheriadis, A., & Turrión, M. B. (2014). Soil microbiological properties affected by land use, management, and time since deforestations and crop establishment. *European Journal of Soil Biology*, *62*, 138-144.

Ernst, G., & Emmerling, C. (2009). Impact of five different tillage systems on soil organic carbon content and the density, biomass, and community composition of earthworms after a ten year period. *European Journal of Soil Biology*, *45*(3), 247-251.

Fang, C., & Moncrieff, J. B. (2005). The variation of soil microbial respiration with depth in relation to soil carbon composition. *Plant and Soil*, *268*(1), 243-253.

Farris, E., Filigheddu, R., Deiana, P., Farris, G. A., & Garau, G. (2010). Short-term effects on sheep pastureland due to grazing abandonment in a Western Mediterranean island ecosystem: a multidisciplinary approach. *Journal for Nature Conservation*, *18*(4), 258-267.

Frazão, L. A., Piccolo, M. D. C., Feigl, B. J., Cerri, C. C., & Cerri, C. E. P. (2010). Inorganic nitrogen, microbial biomass and microbial activity of a sandy Brazilian Cerrado soil under different land uses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *135*(3), 161-167.

Gamboa, A. M., & Galicia, L. (2011). Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *142*(3), 280-290.

García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., ... & Caravaca, F. (2010). Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, *109*(2), 110-115.

Ge, G. F., Li, Z. J., Zhang, J., Wang, L. G., Xu, M. G., Zhang, J. B., ... & Liang, Y. C. (2009). Geographical and climatic differences in long-term effect of organic and inorganic amendments on soil enzymatic activities and respiration in field experimental stations of China. *Ecological Complexity*, *6*(4), 421-431.

Ghosh, S., Wilson, B., Ghoshal, S., Senapati, N., & Mandal, B. (2012). Organic amendments influence soil quality and carbon sequestration in the Indo-Gangetic plains of India. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *156*, 134-141.

Goberna, M., Sánchez, J., Pascual, J. A., & García, C. (2007). *Pinus halepensis* Mill. plantations did not restore organic carbon, microbial biomass and activity levels in a semi-arid Mediterranean soil. *Applied Soil Ecology*, *36*(2), 107-115.

Guenet, B., Juarez, S., Bardoux, G., Pouteau, V., Cheviron, N., Marrauld, C., ... & Chenu, C. (2011). Metabolic capacities of microorganisms from a long-term bare fallow. *Applied Soil Ecology*, *51*, 87-93.

Hackenberger, D. K., & Hackenberger, B. K. (2014). Earthworm community structure in grassland habitats differentiated by climate type during two consecutive seasons. *European Journal of Soil Biology*, *61*, 27-34.

He, Y., Qi, Y., Dong, Y., Xiao, S., Peng, Q., Liu, X., & Sun, L. (2013). Effects of Nitrogen Fertilization on Soil Microbial Biomass and Community Functional Diversity in Temperate Grassland in Inner Mongolia, China. *CLEAN–Soil, Air, Water*, *41*(12), 1216-1221.

Huang, W., Bai, Z., Hoefel, D., Hu, Q., Lv, X., Zhuang, G., ... & Zhang, H. (2012). Effects of cotton straw amendment on soil fertility and microbial communities. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, *6*(3), 336-349.

Huang, W., Hu, Q., Zhang, Q., Wei, Q., Qi, H., Zhuang, G., ... & Bai, Z. (2013). Comparison of soil microbial communities between high and low yield organically managed orchards. *African Journal of Microbiology Research*, *7*(40), 4768-4774.

Ivask, M., Kuu, A., & Sizov, E. (2007). Abundance of earthworm species in Estonian arable soils. *European Journal of Soil Biology*, *43*, S39-S42.

Jia, G. M., Liu, B. R., Wang, G., & Zhang, B. (2010). The microbial biomass and activity in soil with shrub (*Caragana korshinskii* K.) plantation in the semi-arid loess plateau in China. *European Journal of Soil Biology*, *46*(1), 6-10.

Jiang, X., Wright, A. L., Wang, J., & Li, Z. (2011). Long-term tillage effects on the distribution patterns of microbial biomass and activities within soil aggregates. *Catena*, *87*(2), 276-280.

Jordan, D., Miles, R. J., Hubbard, V. C., & Lorenz, T. (2004). Effect of management practices and cropping systems on earthworm abundance and microbial activity in Sanborn Field: a 115-year-old agricultural field. *Pedobiologia*, *48*(2), 99-110.

Kaufmann, K., Christophersen, M., Buttler, A., Harms, H., & Höhener, P. (2004). Microbial community response to petroleum hydrocarbon contamination in the unsaturated zone at the experimental field site Værløse, Denmark. *FEMS Microbiology Ecology*, *48*(3), 387-399.

Kieft, T. L. (1994). Grazing and plant-canopy effects on semiarid soil microbial biomass and respiration. *Biology and Fertility of Soils*, *18*(2), 155-162.

Lagomarsino, A., Moscatelli, M. C., Di Tizio, A., Mancinelli, R., Grego, S., & Marinari, S. (2009). Soil biochemical indicators as a tool to assess the short-term impact of agricultural management on changes in organic C in a Mediterranean environment. *Ecological Indicators*, *9*(3), 518-527.

Lawlor, K., Knight, B. P., Barbosa-Jefferson, V. L., Lane, P. W., Lilley, A. K., Paton, G. I., ... & Hirsch, P. R. (2000). Comparison of methods to investigate microbial populations in soils under different agricultural management. *FEMS Microbiology Ecology*, *33*(2), 129-137.

Leroy, B. L., Van den Bossche, A., De Neve, S., Reheul, D., & Moens, M. (2007). The quality of exogenous organic matter: short-term influence on earthworm abundance. *European Journal of Soil Biology*, *43*, S196-S200.

Li, J. H., Jiao, S. M., Gao, R. Q., & Bardgett, R. D. (2012). Differential Effects of Legume Species on the Recovery of Soil Microbial Communities, and Carbon and Nitrogen Contents, in Abandoned Fields of the Loess Plateau, China. *Environmental Management*, *50*(6), 1193-1203.

Li, W. H., Zhang, C. B., Gao, G. J., Zan, Q. J., & Yang, Z. Y. (2007). Relationship between Mikania micrantha invasion and soil microbial biomass, respiration and functional diversity. *Plant and Soil*, *296*(1-2), 197-207.

Liao, M., Chen, C. L., Zeng, L. S., & Huang, C. Y. (2007). Influence of lead acetate on soil microbial biomass and community structure in two different soils with the growth of Chinese cabbage (*Brassica chinensis*).*Chemosphere*, *66*(7), 1197-1205.

Liao, M., Xie, X. M., Peng, Y., & Ma, A. L. (2011). Changes of Soil Microbiological Characteristics After *Solidago canadensis* L. Invasion.*Agricultural Sciences in China*, *10*(7), 1064-1071.

Liu, B., Gumpertz, M. L., Hu, S., & Ristaino, J. B. (2007). Long-term effects of organic and synthetic soil fertility amendments on soil microbial communities and the development of southern blight. *Soil Biology and Biochemistry*, *39*(9), 2302-2316.

Liu, B., Tu, C., Hu, S., Gumpertz, M., & Ristaino, J. B. (2007). Effect of organic, sustainable, and conventional management strategies in grower fields on soil physical, chemical, and biological factors and the incidence of Southern blight. *Applied Soil Ecology*, *37*(3), 202-214.

Liu, Y. Y., & Haynes, R. J. (2011). Influence of land application of dairy factory effluent on soil nutrient status and the size, activity, composition and catabolic capability of the soil microbial community. *Applied Soil Ecology*, *48*(2), 133-141.

Lõhmus, K., Truu, M., Truu, J., Ostonen, I., Kaar, E., Vares, A., ... & Kanal, A. (2006). Functional diversity of culturable bacterial communities in the rhizosphere in relation to fine-root and soil parameters in alder stands on forest, abandoned agricultural, and oil-shale mining areas. *Plant and Soil*, *283*(1-2), 1-10.

Månsson, K. F., & Falkengren-Grerup, U. (2003). The effect of nitrogen deposition on nitrification, carbon and nitrogen mineralisation and litter C: N ratios in oak (*Quercus robur* L.) forests. *Forest Ecology and Management*, *179*(1), 455-467.

Migliorini, P., Moschini, V., Tittarelli, F., Ciaccia, C., Benedettelli, S., Vazzana, C., & Canali, S. (2014). Agronomic performance, carbon storage and nitrogen utilisation of long-term organic and conventional stockless arable systems in Mediterranean area. *European Journal of Agronomy*, *52*, 138-145.

Montes-Borrego, M., Navas-Cortés, J. A., & Landa, B. B. (2013). Linking microbial functional diversity of olive rhizosphere soil to management systems in commercial orchards in southern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *181*, 169-178.

Nair, A., & Ngouajio, M. (2012). Soil microbial biomass, functional microbial diversity, and nematode community structure as affected by cover crops and compost in an organic vegetable production system. *Applied Soil Ecology*, *58*, 45-55.

Nelson, K. L., Lynch, D. H., & Boiteau, G. (2009). Assessment of changes in soil health throughout organic potato rotation sequences. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *131*(3), 220-228.

Oehl, F., Frossard, E., Fliessbach, A., Dubois, D., & Oberson, A. (2004). Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems. *Soil Biology and Biochemistry*, *36*(4), 667-675.

Pajares, S., Gallardo, J. F., Masciandaro, G., Ceccanti, B., Marinari, S., & Etchevers, J. D. (2009). Biochemical indicators of carbon dynamic in an *Acrisol* cultivated under different management practices in the central Mexican highlands. *Soil and Tillage Research*, *105*(1), 156-163.

Peigné, J., Cannavaciuolo, M., Gautronneau, Y., Aveline, A., Giteau, J. L., & Cluzeau, D. (2009). Earthworm populations under different tillage systems in organic farming. *Soil and Tillage Research*, *104*(2), 207-214.

Plassart, P., Akpa Vinceslas, M., Gangneux, C., Mercier, A., Barray, S., & Laval, K. (2008). Molecular and functional responses of soil microbial communities under grassland restoration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *127*(3), 286-293.

Poulsen, P. H. B., Magid, J., Luxhøi, J., & de Neergaard, A. (2013). Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial–waste imprint on soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, *57*, 794-802.

Qin, Z., Xie, J. F., Quan, G. M., Zhang, J. E., Mao, D. J., & DiTommaso, A. (2014). Impacts of the invasive annual herb< i> Ambrosia artemisiifolia</i> L. on soil microbial carbon source utilization and enzymatic activities. *European Journal of Soil Biology*, *60*, 58-66.

Reyes-Reyes, B. G., Alcántara-Hernández, R., Rodríguez, V., Olalde-Portugal, V., & Dendooven, L. (2007). Microbial biomass in a semi arid soil of the central highlands of Mexico cultivated with maize or under natural vegetation. *European Journal of Soil Biology*, *43*(3), 180-188.

Rosenberg, O., Persson, T., Högbom, L., & Jacobson, S. (2010). Effects of wood-ash application on potential carbon and nitrogen mineralisation at two forest sites with different tree species, climate and N status. *Forest Ecology and Management*, *260*(4), 511-518.

Ross, D. J., Tate, K. R., & Feltham, C. W. (1996). Microbial biomass, and C and N mineralization, in litter and mineral soil of adjacent montane ecosystems in a southern beech (*Nothofagus*) forest and a tussock grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, *28*(12), 1613-1620.

Ross, D. J., Kelliher, F. M., & Tate, K. R. (1999). Microbial processes in relation to carbon, nitrogen and temperature regimes in litter and a sandy mineral soil from a central Siberian< i> Pinus sylvestris</i> L. forest. *Soil Biology and Biochemistry*, *31*(5), 757-767.

Ross, D. J., Newton, P. C. D., Tate, K. R., & Luo, D. (2013). Impact of a low level of CO_2 enrichment on soil carbon and nitrogen pools and mineralization rates over ten years in a seasonally dry, grazed pasture. *Soil Biology and Biochemistry*, *58*, 265-274.

Rousk, J., Elyaagubi, F. K., Jones, D. L., & Godbold, D. L. (2011). Bacterial salt tolerance is unrelated to soil salinity across an arid agroecosystem salinity gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, *43*(9), 1881-1887.

Rudrappa, L., Purakayastha, T. J., Singh, D., & Bhadraray, S. (2006). Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools in a Typic Haplustept of semi-arid sub-tropical India. *Soil and Tillage Research*, *88*(1), 180-192.

Schmidt, O., Curry, J. P., Hackett, R. A., Purvis, G., & Clements, R. O. (2001). Earthworm communities in conventional wheat monocropping and low-input wheat-clover intercropping systems. *Annals of Applied Biology*, *138*(3), 377-388.

Stark, C. H., Condron, L. M., O'Callaghan, M., Stewart, A., & Di, H. J. (2008). Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralisation resulting from farm management history and organic matter amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, *40*(6), 1352-1363.

Sullivan, T. S., Stromberger, M. E., Paschke, M. W., & Ippolito, J. A. (2006). Long-term impacts of infrequent biosolids applications on chemical and microbial properties of a semi-arid rangeland soil. *Biology and Fertility of Soils*,*42*(3), 258-266.

Susyan, E. A., Wirth, S., Ananyeva, N. D., & Stolnikova, E. V. (2011). Forest succession on abandoned arable soils in European Russia–Impacts on microbial biomass, fungal-bacterial ratio, and basal CO< sub> 2</sub> respiration activity. *European Journal of Soil Biology*, *47*(3), 169-174.

Suthar, S. (2009). Earthworm communities a bioindicator of arable land management practices: A case study in semiarid region of India. *Ecological Indicators*, *9*(3), 588-594.

Szlávecz, K., & Csuzdi, C. (2007). Land use change affects earthworm communities in Eastern Maryland, USA. *European Journal of Soil Biology*, *43*, S79-S85.

Teklay, T., Shi, Z., Attaeian, B., & Chang, S. X. (2010). Temperature and substrate effects on C & N mineralization and microbial community function of soils from a hybrid poplar chronosequence. *Applied Soil Ecology*, *46*(3), 413-421.

van Eekeren, N., de Boer, H., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., de Goede, R., & Brussaard, L. (2009). Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. *Biology and Fertility of Soils*, *45*(6), 595-608.

Van Vliet, P. C. J., Van der Stelt, B., Rietberg, P. I., & De Goede, R. G. M. (2007). Effects of organic matter content on earthworms and nitrogen mineralization in grassland soils. *European Journal of Soil Biology*, *43*, S222-S229.

Wang, Q. K., Wang, S. L., & Liu, Y. X. (2008). Responses to N and P fertilization in a young *Eucalyptus dunnii* plantation: Microbial properties, enzyme activities and dissolved organic matter. *Applied Soil Ecology*, *40*(3), 484-490.

Wang, Y., Ouyang, Z., Zheng, H., Wang, X., Chen, F., & Zeng, J. (2011). Carbon metabolism of soil microbial communities of restored forests in Southern China. *Journal of Soils and Sediments*, *11*(5), 789-799.

Wei, D., Yang, Q., Zhang, J. Z., Wang, S., Chen, X. L., Zhang, X. L., & Li, W. Q. (2008). Bacterial community structure and diversity in a black soil as affected by long-term fertilization. *Pedosphere*, *18*(5), 582-592.

Williams, A., & Hedlund, K. (2014). Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. *Applied Soil Ecology*, *77*, 1-8.

Xavier, F. A. D. S., Maia, S. M. F., Ribeiro, K. A., de Sá Mendonça, E., & Senna de Oliveira, T. (2013). Effect of cover plants on soil C and N dynamics in different soil management systems in dwarf cashew culture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *165*, 173-183.

Xue, D., Yao, H. Y., Ge, D. Y., & Huang, C. Y. (2008). Soil microbial community structure in diverse land use systems: A comparative study using Biolog, DGGE, and PLFA analyses. *Pedosphere*, *18*(5), 653-663.

Yao, H., Bowman, D., & Shi, W. (2006). Soil microbial community structure and diversity in a turfgrass chronosequence: Land-use change versus turfgrass management. *Applied Soil Ecology*, *34*(2), 209-218.

Zaman, M., & Chang, S. X. (2004). Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems. *Biology and Fertility of Soils*, *39*(4), 269-279.

Zhang, C. B., Wang, J., Qian, B. Y., & Li, W. H. (2009). Effects of the invader *Solidago canadensis* on soil properties. *Applied Soil Ecology*, *43*(2), 163-169.

Zhang, N., Wan, S., Li, L., Bi, J., Zhao, M., & Ma, K. (2008). Impacts of urea N addition on soil microbial community in a semi-arid temperate steppe in northern China. *Plant and Soil*, *311*(1-2), 19-28.

Zhang, H., Li, G., Song, X., Yang, D., Li, Y., Qiao, J., ... & Zhao, S. (2013). Changes in soil microbial functional diversity under different vegetation restoration patterns for Hulunbeier Sandy Land. *Acta Ecologica Sinica*, *33*(1), 38-44.

Zhang, W., Parker, K. M., Luo, Y., Wan, S., Wallace, L. L., & Hu, S. (2005). Soil microbial responses to experimental warming and clipping in a tallgrass prairie. *Global Change Biology*, *11*(2), 266-277.

Zhou, J., Guo, W., Wang, R., Han, X., & Wang, Q. (2008). Microbial community diversity in the profle of an agricultural soil in northern China.*Journal of Environmental Sciences*, *20*(8), 981-988.

Zhou, X., Zhang, Y., & Downing, A. (2012). Non-linear response of microbial activity across a gradient of nitrogen addition to a soil from the Gurbantunggut Desert, northwestern China. *Soil Biology and Biochemistry*, *47*, 67-77.

Zornoza, R., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., García-Orenes, F., & Mataix-Beneyto, J. (2007). Assessing the effects of air-drying and rewetting pre-treatment on soil microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soluble carbon under Mediterranean conditions. *European Journal of Soil Biology*, *43*(2), 120-129.

***G :* Fiche résumé des indicateurs biologiques**

Note sur le prix des analyses :

Il est extrêmement difficile de fournir des prix pour les analyses des indicateurs biologiques. Ces analyses ne sont pas réalisées en routine dans les laboratoires d'analyses des sols et nécessitent souvent un équipement spécifique. Le nombre d'échantillons à analyser influence également fortement le coût. Lorsque les analyses sont effectuées dans les laboratoires universitaires, le prix est calculé directement en fonction de la demande spécifique. Nous fournissons ici la durée approximative nécessaire (heures ou jours) par une personne expérimentée pour une série d'analyses. Cette durée ne comprend pas l'échantillonnage des sols, les trajets à effectuer pour l'échantillonnage et le prétraitement et conditionnement des échantillons (tamisage, mesure de l'humidité etc.).

Respiration basale

1. Objet

Détermination de la respiration basale du sol.

2. Domaine d'application

La présente méthode décrit une méthode de détermination de la respiration basale du sol sans addition de substrat.

La respiration basale est l'utilisation d'O_2 et la production de CO_2 lors de la décomposition de la matière organique du sol par les micro-organismes. C'est une mesure de l'activité des micro-organismes et de leur capacité à minéraliser les substances organiques.

3. Principe

La respiration basale est mesurée comme production de CO_2 d'un échantillon de sol frais dans une bouteille hermétiquement fermée.

4. Conditionnement et conservation de l'échantillon

Les échantillons doivent être protégés contre tout réchauffement au cours de l'échantillonnage et lors du transport. Les échantillons sont maintenus à 4 °C jusqu'aux analyses.

5. Préparation de l'échantillon

L'échantillon pour l'analyse est obtenu par homogénéisation de l'échantillon de sol initial. Pour ce faire, l'échantillon est tamisé (4 mm). La teneur en eau et la capacité au champs de l'échantillon sont mesurées et l'humidité de l'échantillon est ajustée à une capacité au champs de 50 à 60 % avec de l'eau distillée ou en séchant à 20°C.

6. Appareillages et matériel utilisés

- Balances avec exactitude de 0.1 g
- Bouteille opaque de 250 ml avec bouchons équipés de septa en silicone
- Seringue pour gaz avec volume de 1 à 10 ml
- Analyseur de gaz infra-rouge
- Chambre avec température constante (15°C)

7. Réactifs utilisés

Aucun

8. Temps d'analyse

Une série de 20 échantillons peut être réalisée en deux demis jours consécutifs (10 h total) par une personne.

9. Mode opératoire

20 g de sol frais sont pesés dans une bouteille de 250 ml. Placer la bouteille dans une chambre à l'abri de la lumière à 15°C pendant 12 heures pour conditionner l'échantillon. Fermer la bouteille avec un bouchon équipé d'un septum en silicone. Prendre 4 ml de l'air dans la bouteille avec la seringue et mesurer la concentration de CO_2 par absorption d'infra-rouge (temps 0 min). Répéter la mesure de la concentration de CO_2 à 120, 150 et 180 minutes. Calculer la respiration basale par régression linéaire des quatre points.

10. Expression des résultats

La respiration basale est exprimée en milligramme carbone ($C\text{-}CO_2$) par kilogramme sol sec et par heure.

11. Remarques méthodologiques

Mesurer la concentration de CO_2 quatre fois permet de contrôler si la production de CO_2 est linéaire. La régression linéaire donne des R^2 proche de 1 ce qui démontre la bonne qualité de la méthode utilisée. La température de 15°C correspond à la température moyenne en Wallonie en juillet. Une incubation à cette température permet donc de mesurer la respiration basale dans des conditions auxquelles la communauté microbienne est adaptée.

12. Gamme de valeurs

TABLEAU A2 : RESPIRATION BASALE EN MG $C\text{-}CO_2$ KG^{-1} SOL SEC H^{-1}.

	Min	Max	Moyenne	Médiane
Prairies en Ardenne n=19	0.61	2.30	1.31	1.08
Cultures en Région Limoneuse n=41	0.13	1.59	0.65	0.56
Prairies (littérature) n=102	0.001	56	4.5	2.0
Cultures (littérature) n=23	0.00003	32	2.3	0.6

13. Références

ISO 16072 : 2002 -- Qualité du sol -- Méthodes de laboratoire pour la détermination de la respiration microbienne du sol

Zibilske, L. M. (1994). Carbon mineralization. *Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and Biochemical Properties*, 835-863.

Azote microbien

1. Objet

Détermination de l'azote microbien dans le sol

2. Domaine d'application

La présente méthode décrit la détermination de l'azote dans la biomasse microbienne vivante du sol.

L'azote microbien est l'azote dans la composante vivante de la matière organique du sol à l'exclusion des racines et des macro-organismes. La relation entre le carbone microbien et l'azote microbien peut donner des informations sur la relation entre bactéries et champignons dans la communauté microbienne.

3. Principe

Les cellules de la biomasse microbienne du sol éclatent lors de l'exposition au chloroforme. L'azote est ainsi libéré et peut être extrait. L'azote microbien est calculé par la différence entre l'azote extrait du sol avant et après une fumigation avec du chloroforme.

4. Conditionnement et conservation de l'échantillon

Les échantillons doivent être protégés contre tout réchauffement au cours de l'échantillonnage et lors du transport. Les échantillons sont maintenus à 4 °C jusqu'aux analyses.

5. Préparation de l'échantillon

L'échantillon pour l'analyse est obtenu par homogénéisation de l'échantillon de sol initial. Pour ce faire, l'échantillon est tamisé (4 mm). La teneur en eau et la capacité au champs de l'échantillon sont mesurées et l'humidité de l'échantillon est ajustée à une capacité au champs de 50 à 60 % avec de l'eau distillée ou en séchant à 20°C.

6. Appareillages et matériels utilisés

- Berlins
- Erlenmeyers
- Entonnoirs
- Filtres (0.45 µm)
- Flacons en plastique
- Dessicateur
- Hotte d'extraction et masque à gaz pour travail avec chloroforme
- Agitateur horizontal
- Auto-analyseur

7. Réactifs utilisés

- Chloroforme sans éthanol
- K_2SO_4 (0.5M)
- Réactifs pour analyse à l'auto-analyseur

8. Temps d'analyse

La préparation des réactifs utilisés prend environ deux heures. La fumigation et l'extraction de 40 échantillons nécessitent deux jours de travail entiers pour une personne. La mesure des concentrations d'azote nécessite un demi-jour.

9. Mode opératoire

20 g de sol minéral frais sont pesés dans un erlenmeyer. Ajouter 100 ml de K_2SO_4 et laisser agiter pendant une heure sur un agitateur horizontal à 180 rpm. Filtrer le surnageant. Transvaser un aliquote dans un flacon en plastique. Si la concentration en azote n'est pas mesurée immédiatement, congeler les échantillons jusqu'aux analyses.

Peser un deuxième échantillon de 20 g de sol frais dans un berlin. Placer le berlin dans un dessicateur. Placer un papier essuie-tout mouillé et un berlin avec des pierres de zéolithes pour le chloroforme au milieu du dessicateur. Evacuer le dessicateur pendant quelques minutes puis purger le chloroforme. Répéter la dernière étape trois fois. Laisser le dessicateur dans le noir pour 72 heures. Evacuer le dessicateur jusqu'à ce que tout le chloroforme soit purgé (refaire le vide en moins sept fois). Transvaser les échantillons de sol fumigé des berlins dans des erlenmeyers. Extraire les échantillons de manière analogue aux échantillons non-fumigés.

L'azote libéré lors de la fumigation est calculé de la différence entre azote extrait dans les échantillons fumigés et non-fumigés. L'azote libéré est converti en azote microbien avec un facteur de conversion k_{EN}.

10. Expression des résultats

L'azote microbien est exprimé en milligramme d'azote par kilogramme de sol sec.

11. Remarques méthodologiques

Une période d'incubation plus longue (72 heures contre 24 heures) que dans la norme ISO garantit que la biomasse entière est fumigée.

12. Gamme de valeurs

TABLEAU A3 : AZOTE MICROBIEN EN MG N KG^{-1} SOL SEC.

	Min	Max	Moyenne	Médiane
Prairies en Ardenne n=19	113	551	278	259
Cultures en Région Limoneuse n=41	15	71	45	43
Prairies (littérature) n=63	5.8	444	76	72
Cultures (littérature) n=78	0.01	123	35	30

13. Références

Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G., & Jenkinson, D. S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *17*(6), 837-842.

Horwath, W. R., & Paul, E. A. (1994). Microbial Biomass. *Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and Biochemical Properties*, 835-863.

ISO 14240-2:1997 -- Qualité du sol -- Détermination de la biomasse microbienne du sol -- Partie 2: Méthode par fumigation-extraction

Carbone microbien

1. Objet

Détermination de la biomasse microbienne du sol.

2. Domaine d'application

La présente méthode décrit la détermination du carbone de la biomasse microbienne vivante du sol.

La biomasse microbienne est la composante vivante de la matière organique à l'exclusion des macroorganismes et des racines. La biomasse microbienne est importante pour la décomposition et la minéralisation de la matière organique et la formation d'agrégats de sol.

3. Principe

Les cellules de la biomasse microbienne du sol éclatent lors de l'exposition au chloroforme. Le carbone est ainsi libéré et peut être extrait. Le carbone microbien est calculé à partir de la différence en carbone organique extrait du sol avant et après une fumigation avec du chloroforme.

4. Conditionnement et conservation de l'échantillon

Les échantillons doivent être protégés contre tout réchauffement au cours de l'échantillonnage et lors du transport. Les échantillons sont maintenus à 4 °C jusqu'aux analyses.

5. Préparation de l'échantillon

L'échantillon pour l'analyse est obtenu par homogénéisation de l'échantillon de sol initial. Pour ce faire, l'échantillon est tamisé (4 mm). La teneur en eau et la capacité au champs de l'échantillon sont mesurées et l'humidité de l'échantillon est ajustée à une capacité au champs de 50 à 60 % avec de l'eau distillée ou en séchant à 20°C.

6. Appareillages et matériels utilisés

- Berlins
- Erlenmeyers
- Entonnoir
- Filtres
- Tube en verre
- Dessicateur
- Hotte d'extraction et masque à gaz pour travail avec chloroforme
- Agitateur horizontal
- Analyseur de TOC

7. Réactifs utilisés

- Chloroforme dans éthanol
- K_2SO_4 (0.5M)
- Acide phosphorique (85%)

8. Temps d'analyse

La fumigation et l'extraction de 40 échantillons nécessitent deux jours de travail entiers pour une personne. La mesure de carbone extrait nécessite un demi-jour.

9. Mode opératoire

20 g de sol frais sont pesés dans un erlenmeyer. Ajouter 100 ml de K_2SO_4 et laisser agiter pendant une heure sur un agitateur horizontal. Filtrer le surnageant. Transvaser un aliquote dans un tube en plastique et acidifier le surnageant avec de l'acide phosphorique. Garder les échantillons dans un réfrigérateur jusqu'à l'analyse avec un analyseur TOC.

Peser un deuxième échantillon de 20 g de sol frais dans un berlin. Placer le berlin dans un dessicateur. Placer un papier essuie-tout mouillé et un berlin avec des pierres de zéolithes pour le chloroforme au milieu du dessicateur. Evacuer le dessicateur pendant quelques minutes puis purger le chloroforme. Répéter la dernière étape trois fois. Laisser le dessicateur dans le noir pour 72 heures. Evacuer le dessicateur jusqu'à ce que tout le chloroforme soit purgé (refaire le vide en moins sept fois). Transvaser les échantillons de sol fumigé des berlins dans des erlenmeyers. Extraire les échantillons de manière analogue aux échantillons non-fumigés.

Le carbone libéré lors de la fumigation est calculé en faisant la différence entre carbone extrait dans les échantillons fumigés et non-fumigés. Le carbone libéré est converti en carbone microbien avec un facteur de conversion $k_{EC.}$

10. Expression des résultats

Le carbone microbien est exprimé en milligramme de carbone par kilogramme de sol sec.

11. Remarques méthodologiques

Une période d'incubation plus longue (72 heures contre 24 heures) que dans la norme ISO pour garantir que la biomasse microbienne entière est fumigée.

12. Gamme de valeurs

TABLEAU A4 : CARBONE MICROBIEN EN MG C KG^{-1} SOL SEC.

	Min	Max	Moyenne	Médiane
Prairies en Ardenne n=18	356	2185	1225	1156
Cultures en Région Limoneuse n=41	127	419	244	224
Prairies (littérature) n=30	26	5028	505	398
Cultures (littérature) n=100	14.5	9760	460	259

13. Références

Horwath, W. R., & Paul, E. A. (1994). Microbial Biomass. *Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and Biochemical Properties*, 835-863.

ISO 14240-2:1997 -- Qualité du sol -- Détermination de la biomasse microbienne du sol -- Partie 2: Méthode par fumigation-extraction

Vance, E. D., Brookes, P. C., & Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, *19*(6), 703-707.

Vers de terre

1. Objet

Détermination de l'abondance et de la masse de vers de terre

2. Domaine d'application

La présente méthode décrit une méthode de détermination de l'abondance et de la masse de vers de terre par extraction avec de la farine de moutarde.

Les Lumbricina sont un sous-ordre des annélidés et regroupe les vers de terre. Les vers de terre sont un des macro-organismes les plus importants pour le sol. Ils participent notamment à la structuration du sol et à la transformation de la matière organique.

3. Principe

Les irritations dues au contact avec une solution de farine de moutarde font remonter les vers de terre de vers la surface du sol. Les vers de terre peuvent alors être échantillonnés de manière non-destructive pour le sol.

4. Conditionnement et conservation de l'échantillon

Les vers de terres sont collectés sur le terrain et conservés dans 70% d'éthanol jusqu'aux analyses.

5. Préparation de l'échantillon

Pas applicable

6. Appareillages et matériels utilisés

- Balance d'une exactitude de 0.1 g
- Cadre en bois (60*30 cm)
- Cisaille à herbes
- Arrosoir de 10 l
- Seau de 10 l
- Bidon de 10 l
- Bouteille en plastique
- Papier essuie-tout
- Pincette

7. Réactifs utilisés

- Farine de moutarde
- 70% éthanol
- Eau

8. Temps d'analyse

La préparation et l'extraction des vers de terre nécessitent une heure par site pour une personne. Le nettoyage, comptage et analyse au laboratoire prend une demie heure par échantillon.

9. Mode opératoire

Une parcelle est démarquée avec le cadre en bois. Verser 10 l d'eau dans un seau, ajouter 12 g de farine de moutarde et mélanger la solution. Couper toute la végétation du sol sur la parcelle pour augmenter la visibilité lors de l'apparition des vers de terre. Transvaser la solution de moutarde dans

l'arrosoir. Préparer une deuxième solution de farine de moutarde (10 l d'eau et 24 g de farine de moutarde) dans le seau. Distribuer la solution de moutarde dans l'arrosoir sur la parcelle de manière à ce qu'elle puisse infiltrer dans le sol. Collecter tous les vers de terre qui sortent du sol et les conserver dans une bouteille en plastique remplie à moitié avec 70% d'éthanol. Verser la deuxième solution de farine de moutarde sur la parcelle après environ 10 minutes. Observer la parcelle pendant quelques minutes après la sortie du dernier vers de terre.

Les vers de terre sont comptés et pesés au laboratoire. Enlever les vers de terre de la solution d'éthanol avec une pincette. Si nécessaire, nettoyer les vers de terre avec de l'éthanol frais. Poser les vers de terre sur un essuie-tout. Compter les vers de terre. Peser l'essuie-tout avec les vers de terre, puis sans les vers de terre. Calculez la masse de vers de terre en faisant la différence. Les vers de terre sont remis dans la bouteille en plastique pour conservation.

10. Expression des résultats

L'abondance de vers de terre est exprimée en individus par m² et la masse de vers de terre est exprimée en g de vers de terre saturé en éthanol par m².

11. Remarques méthodologiques

L'abondance de vers de terre dépend de la saison et des conditions climatiques. Pour cette raison, un échantillonnage en printemps ou en automne est préférable. De plus, des périodes de sécheresse ou lorsque le sol est saturé en eau sont à éviter car la solution de farine de moutarde ne peut pas infiltrer le sol.

La méthode d'extraction avec la farine de moutarde a été choisie en faveur de la norme ISO qui propose une extraction avec du formol et un triage à la main. L'extraction avec une solution de farine de moutarde peut d'une part être réalisée en considérablement moins de temps et d'autre part un caractère moins destructif.

12. Gamme de valeurs

TABLEAU A5 : VERS DE TERRE EN IND. M^{-2}.

	Min	Max	Moyenne	Médiane
Prairies en Ardenne n=19	78	272	174	183
Cultures en Région Limoneuse n=41	0	217	54	33
Prairies (littérature) n=10	2	1347	152	51
Cultures (littérature) n=192	0	1060	190	92

13. Références

ISO 23611-1:2006 -- Qualité du sol -- Prélèvement des invertébrés du sol -- Partie 1: Tri manuel et extraction au formol des vers de terre

Gunn, A. (1992). The use of mustard to estimate earthworm populations. *Pedobiologia*, 36, 65‑67.

Lawrence, A. P., & Bowers, M. A. (2002). A test of the 'hot'mustard extraction method of sampling earthworms. *Soil Biology and Biochemistry*, *34*(4), 549-552.

Minéralisation nette de l'azote

1. Objet

Détermination du potentiel de minéralisation nette de l'azote du sol.

2. Domaine d'application

La présente méthode décrit la détermination de la minéralisation nette de l'azote en absence de racines et de lessivage.

3. Principe

Le potentiel de la minéralisation nette de l'azote est calculé en faisant la différence de la quantité d'azote minéral (NO_3^-, NH_4^+) avant et après une incubation de 29 jours à 25°C en absence de racines et de lessivage dans une chambre noire.

4. Conditionnement et conservation de l'échantillon

Les échantillons doivent être protégés contre tout réchauffement au cours de l'échantillonnage et lors du transport. Les échantillons sont maintenus à 4 °C jusqu'aux analyses.

5. Préparation de l'échantillon

L'échantillon pour l'analyse est obtenu par homogénéisation de l'échantillon de sol initial. Pour ce faire, l'échantillon est tamisé (4 mm). La teneur en eau et la capacité au champs de l'échantillon sont mesurées et l'humidité de l'échantillon est ajustée à une capacité au champs de 50 à 60 % avec de l'eau distillée ou en séchant à 20°C.

6. Appareillages et matériels utilisés

- Balance d'une exactitude de 0.1 g
- Berlins de 100 ml
- Parafilm
- Four d'incubation ou chambre noire avec température constante (25°C)
- Agitateur horizontal
- Centrifugeuse et tube à centrifuger de 250 ml
- Fioles en PE
- Congélateur
- Auto-analyseur

7. Réactifs utilisés

- KCl (1M)
- Eau distillée
- Réactifs pour l'analyse à l'auto-analyseur

8. Temps d'analyse

La minéralisation de l'azote nécessite deux jours et demi pour les extractions et la préparation de l'incubation. Le temps nécessaire pour contrôler l'humidité est d'une heure par semaine. Les analyses des extraits prennent un jour. Au total, une série de 40 échantillons prend 32 heures pour une personne.

9. Mode opératoire

20 g de sol frais sont pesés dans un tube à centrifuger de 250 ml. Ajoutez 40 ml de KCl (1M) et placer le tube sur un agitateur horizontal pendant une heure. Centrifuger les échantillons à 3000 rev min^{-1} pour 10 minutes. Les concentrations d'azote minéral sont mesurées dans le surnageant.

Si les concentrations d'azote minéral dans l'extrait ne peuvent pas être mesurées immédiatement, transvaser le surnageant dans des fioles en PE et congeler les jusqu'à l'analyse.

Peser un deuxième sous-échantillon de 20 g de sol frais dans un berlin. Mesurer la masse totale de l'échantillon avec le berlin. Recouvrer le berlin avec du parafilm percé à deux ou trois points pour permettre l'aération. Incuber le berlin à l'abri de lumière à une température constante (25°C). Peser le berlin au moins une fois par semaine et ajuster l'humidité avec de l'eau distillée. Après l'incubation, extraire le sol de façon analogue aux échantillons non-incubés.

10. Expression des résultats

La minéralisation de l'azote est exprimée en milligramme d'azote par kilogramme de sol sec par jour.

11. Remarques méthodologiques

La méthode mesure un potentiel sous conditions idéales pour la communauté microbienne.

12. Gamme de valeurs

TABLEAU A6 : MINÉRALISATION D'AZOTE EN MG N G^{-1} SOL SEC D^{-1}.

	Min	Max	Moyenne	Médiane
Prairies en Ardenne n=19	0.052	13.85	3.60	3.08
Cultures en Région Limoneuse n=41	0.23	1.01	0.49	0.40
Prairies (littérature) n=16	-3.44	93.8	22.7	17.4
Cultures (littérature) n=22	1.14	34.3	9.62	9.45

13. Références

Hart, S. C., Stark, J. M., Davidson, E. A. & Firestone, M. K. (1994). Nitrogen Mineralization, Immobilization, and Nitrification. *Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and Biochemical Properties*, 835-863.

IS0 14238:1997 -- Qualité du sol -- Méthodes biologiques -- Détermination de la minéralisation de l'azote et de la nitrification dans les sols, et de l'influence des produits chimiques sur ces processus

Diversité fonctionnelle

1. Objet

Détermination de la diversité fonctionnelle des bactéries du sol par CLPP (Community level physiological profiling) avec des Ecoplates de BIOLOG.

2. Domaine d'application

La présente méthode décrit la détermination de la diversité fonctionnelle ou diversité métabolique des bactéries du sol. C'est une mesure du nombre de substrats carbonés que la communauté microbienne peut minéraliser.

3. Principe

Un extrait de sol est incubé sur une Ecoplate de BIOLOG contenant des puits avec 31 substrats carbonés uniques. Les puits affichent une couleur mauve lorsque le substrat peut être décomposé. Le nombre de substrats utilisés est compté visuellement.

4. Conditionnement et conservation de l'échantillon

Les échantillons doivent être protégés contre tout réchauffement au cours de l'échantillonnage et lors du transport. Les échantillons sont maintenus à 4 °C jusqu'aux analyses.

5. Préparation de l'échantillon

L'échantillon pour l'analyse est obtenu par homogénéisation de l'échantillon de sol initial. Pour ce faire, l'échantillon est tamisé (4 mm). La teneur en eau et la capacité au champs de l'échantillon sont mesurées et l'humidité de l'échantillon est ajustée à une capacité au champs de 50 à 60 % avec de l'eau distillée ou en séchant à 20°C.

6. Appareillages et matériels utilisés

- Balance d'une exactitude de 0.1 g
- Une hotte à flux laminaire
- Un incubateur
- Pipettes de 1µl et de 10ml
- Boîte de Pétri
- Ecoplate de BIOLOG
- Tubes d'essai
- Vortex

7. Réactifs utilisés

- Solution de cholate de sodium (0.1%)
- Solution de NaCl (0.85%)
- Ethanol

8. Temps d'analyse

La préparation des réactifs nécessite un demi-jour pour une personne. La préparation des boîtes de Pétri et des réactifs prend un demi-jour pour deux personnes. Le comptage du nombre de colonies nécessite une heure pour une personne. La préparation des Ecoplates de BIOLOG prend une journée pour deux personnes. L'analyse visuelle des Ecoplates prend deux heures. Au total, l'analyse de 40 échantillons nécessite 30 heures de travail.

9. Mode opératoire

1 g de sol frais est pesé dans un tube à essai. Ajouter 9 ml de chlorate de sodium. Agiter pendant une minute à l'aide d'un vortex. Transvaser 1 ml de la suspension d'extrait dans un autre tube et ajouter 9 ml de solution de NaCl. Répéter la dernière étape encore deux fois pour effectuer trois dilutions (10^{-2}, 10^{-3} et 10^{-4}). Transvaser 100 µl de chaque dilution sur une boîte de pétri. Incuber les boîtes de pétri pendant 72 heures à 20°C. Compter le nombre de colonies.

Peser 1 g de sol frais dans un tube d'essai et extraire avec du cholate de sodium de manière analogue à décrit en dessus. Réaliser une dilution avec la solution de NaCl qui correspond à 1000 à 2000 UFC (unités de formation de colonies). Transvaser 100 µl de cette solution dans chacun des 32 puits uniques sur une Ecoplate de BIOLOG. Incuber les Ecoplates de BIOLOG pendant 72 heures à 20°C. Après l'incubation, identifier et compter les substrats avec des réactions visibles.

10. Expression des résultats

La diversité fonctionnelle des bactéries du sol est exprimée en % de substrats utilisés.

11. Remarques méthodologiques

L'extraction du sol est optimisée pour atteindre un nombre de CFU élevé.

12. Gamme de valeurs

TABLEAU A7 : DIVERSITÉ FONCTIONNELLE EN %.

	Min	Max	Moyenne	Médiane
Prairies en Ardenne n=19	25	68	51	52
Cultures en Région Limoneuse n=41	5	55	39	42
Prairies (littérature) n=34	32	93	61	58
Cultures (littérature) n=14	16	97	61	71

13. Références

Rutgers, M., Breure, A. M., & Insam, H. (2005). 8.4 Substrate Utilization in Biolog™ Plates for Analysis of CLPP. *Microbiological methods for assessing soil quality*, 212.