DUMOULIN Axel

ROLLIN Alexandre

Gestion de la MO et des flux de carbone en grandes cultures et prairies

1ère Master en sciences de l'ingénieur industriel en agronomie

Options : agronomie et développement international

Année académique 2016 – 2017

Mme Delvaux

Cours de Phytotechnie

Haute école Charlemagne – ISIa Huy

Table des matières

1. Présentation de la problématique 2
2. Les flux de carbone 4
3. La gestion des flux de carbone en grandes cultures 7
   a) Le changement des pratiques culturales : quid du non-labour et des TCS ? Faut-il travailler le sol ?
   b) Gestion des résidus de culture 9
   c) Cultures intermédiaires et rotation 13
   d) La biodiversité du sol 14
4. La gestion des flux de carbone en prairie 15
   a) La prairie, puits ou émetteur de carbone ? 15
   b) Climat 17
   c) Caractéristiques du sol 17
   d) Durée d'exploitation 18
   e) Fauche et gestion du pâturage 19
5. Fertilisation 20
   a) Fertilisation organique endogène 20
   b) Fertilisation organique exogène 21
6. Agroforesterie et MAE 22
7. Conclusion 23
8. Bibliographie 25

1. Présentation de la problématique

La matière organique (MO) du sol joue un rôle essentiel dans la durabilité des systèmes de production agricole. Celle-ci assure plusieurs fonctions : apports en éléments nutritifs (minéralisation), rétention en eau, stabilisation de la structure du sol (effets anti-érosif et anti-compaction), rétention et dégradation de certains micropolluants, séquestration du carbone. Les pratiques agricoles ont une incidence majeure sur le contenu et le devenir des substances organiques présentes dans les sols. Cependant, les stocks de MO en décomposition ne sont pas toujours suffisamment renouvelés dans le cadre des systèmes de production actuels (cultures intensives fonctionnant grâce à des apports exogènes). Le constat d'une diminution du contenu en MO dans les sols est devenu une problématique importante. Ce travail fait écho à la conférence de Brendon Rockey qui, invité par l'ASBL Greenotec, a rappelé le rôle central de la MO, et plus particulièrement le carbone, dans le bon fonctionnement d'un agro-système comme l'atteste la figure ci-dessous (Rockey, 2017).

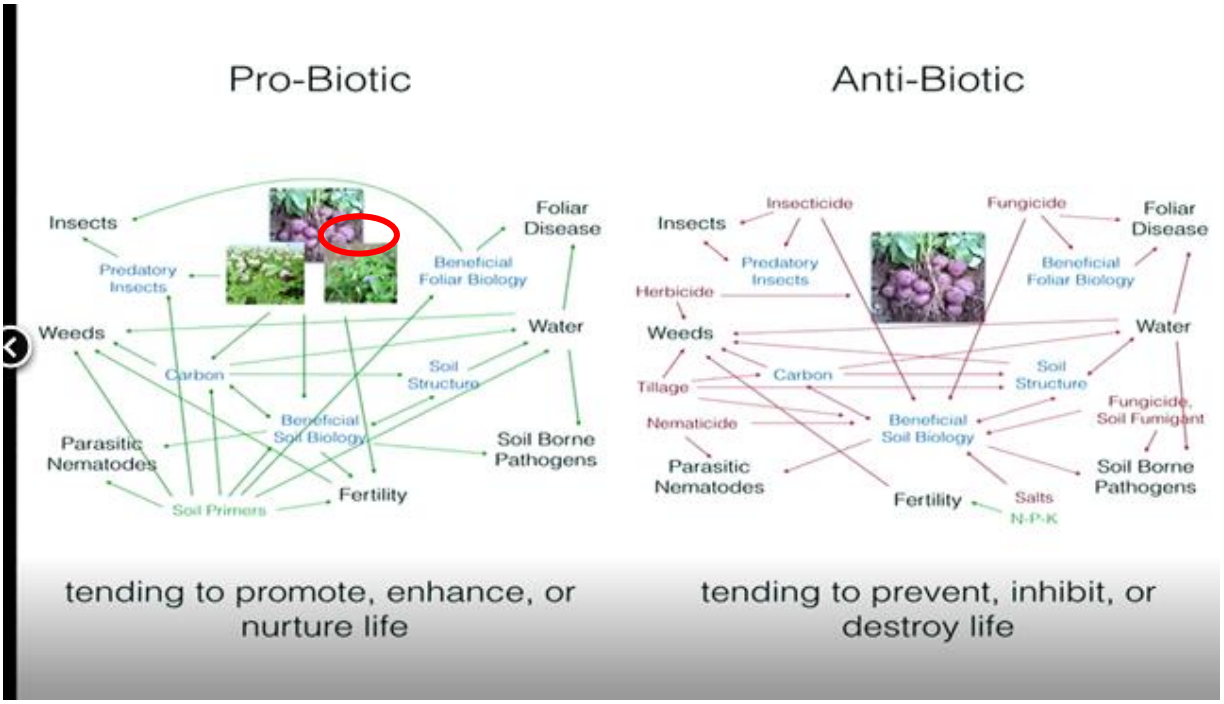

Figure 1: Rôle central du carbone dans un agro-système (Rockey, 2017).

En 1966, Kemper et Koch (cités par Van Wesemael et Brahy, 2013) ont démontré qu'une teneur de 2% en MO pouvait être considérée comme une valeur seuil en-dessous de laquelle les agrégats deviennent instables, augmentant ainsi les risques de dégradation (érosion, désertification, etc.). A l'échelle européenne, la teneur en MO dans les sols diminue naturellement d'une part, du nord au sud suivant un gradient croissant de température et d'autre part, d'ouest en est suivant un gradient décroissant d'humidité dans le sol. Selon le Bureau européen des sols (2003), 40% de l'ensemble des sols européens possèdent une teneur en MO intermédiaire (comprise entre 3,4 et 10,2%) et 45% une teneur en MO faible (1,7 - 3,4%) voire très faible (< 1,7%). En Région wallonne, la plupart des sols des régions limoneuse et sablo-limoneuse (les régions de grandes cultures) se situent dans les classes de teneur en MO les plus faibles (< 2%). Ce constat se traduit par des conséquences négatives sur la structure du sol, la battance et l'érosion. Pourtant, ces régions jouissent de sols souvent qualifiés comme étant «les meilleurs sols du monde». Malheureusement, les agriculteurs ne peuvent plus compter sur

l'extrême résilience de ces sols puisqu'un échantillonnage réalisé en 2005 à partir de ± 400 profils pédologiques, ayant déjà fait l'objet d'une analyse en 1955, confirme l'état critique des sols cultivés du Condroz, des régions limoneuses et sablo-limoneuses. Le pourcentage de profils avec une teneur en MO inférieure à 2 % est en effet passé dans ces régions de 30% en 1955 à 63% en 2005 (Cambier, 2011). La carte ci-dessous reprend l'évolution des teneurs en MO dans les sols entre 1960 et 2000.

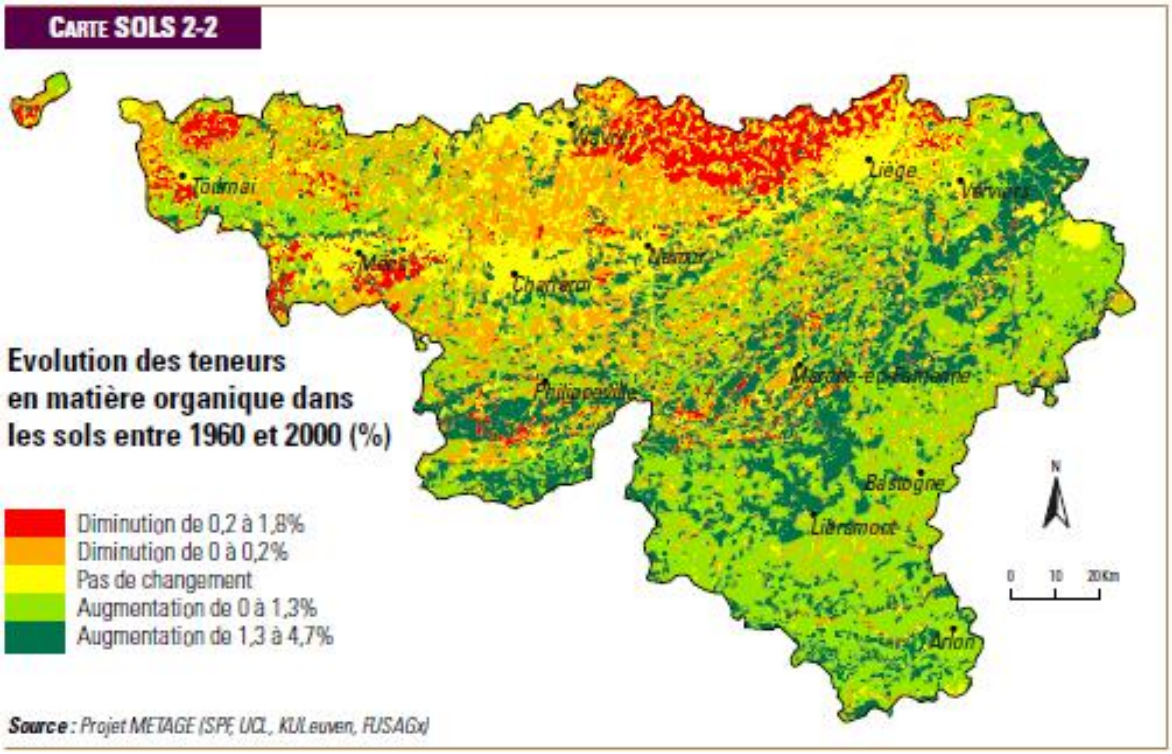

Figure 2: Evolution des teneurs en MO dans les sols entre 1960 et 2000 (Cambier, 2011)

En valeur relative, sur base de la figure 3, en Wallonie, les sols forestiers ont vu augmenter leur teneur en MO d'environ 50 % depuis 1960, les sols sous prairie de près de +10% alors que les teneurs dans les sols cultivés ont diminué de 16 %. Toutefois, la situation semble s'être stabilisée entre 1994 et 2008, sauf en région limoneuse où le déclin se poursuit (ICEW, 2014). Il n'est pas rare d'afficher des pertes en sol supérieures à 5-10 T/ha/an dans ces régions. Vu l'urgence de réagir plusieurs questions peuvent se poser. Quels sont les moyens mis en œuvre par les autorités pour pallier à ce problème ? A l'échelle de l'exploitation, une ferme peut-elle être autosuffisante en MO en Wallonie ? …

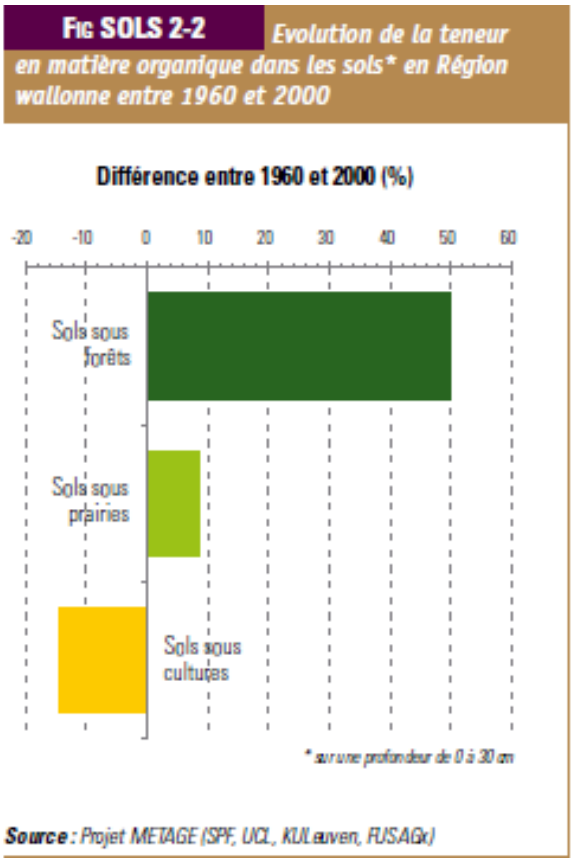

Figure 3: Evolution des teneurs en MO dans les sols entre 1960 et 2000 en RW (Cambier, 2011)

2. Les flux de carbone

Avant de s'attarder sur des sujets pratiques, il peut être important de rappeler qu'un sol et plus généralement la lithosphère fonctionne comme un système thermodynamique : des échanges, des flux ont lieu entre les différents réservoirs. Il ne faut donc plus considérer uniquement le sol comme un espace de « stockage » mais plutôt un système complexe en échange perpétuel avec la plante et son environnement (le trio sol-plante-climat). Par exemple, la quantification du flux de dioxyde de carbone (CO_2) émis par les écosystèmes lors de la respiration hétérotrophe du sol est rendue difficile par la complexité de ce processus. Celle-ci est liée à la grande diversité biologique des sols, à l'hétérogénéité du milieu ainsi qu'aux variations pédoclimatiques et culturales rencontrées d'un site à l'autre et même au sein d'un site donné (Buysse et Aubinet, 2010).

Le présent paragraphe se base essentiellement sur la publication de Buysse et Aubinet (2010) « *La respiration hétérotrophe dans les sols agricoles : description des facteurs importants et comparaison de modèles semi-mécanistes existants* ». Les auteurs rappellent que différents modèles dits « semi-mécanistes » ont été mis au point. L'amélioration majeure que ces modèles ont développée par rapport aux modèles empiriques, essentiellement basé sur les facteurs température et humidité, consiste à répartir le contenu en carbone du sol en différents réservoirs pour décrire plus précisément la dynamique du carbone dans le sol. Cette répartition s'effectue sur base des constantes de décomposition (K1 et K2). Cependant, les principaux modèles actuels couvrent des échelles spatio-temporelles très variées et présentent de nombreuses différences entre eux (Buysse et Aubinet, 2010). Les modèles

suivants sont parmi les plus utilisés : CENTURY (Parton *et al.*, 1987), DNDC (Li *et al.*, 1992), ROTHC (Coleman *et al.*, 1997; 1999), PATCIS (Fang *et al.*, 1999), DAYCENT (Parton *et al.*, 1998) et CN-SIM (Petersen *et al.*, 2005). Certains de ces modèles permettent uniquement de simuler la dynamique de la matière carbonée dans le sol (ROTHC et PATCIS), d'autres lient les cycles du carbone et de l'azote (CN-SIM et DNDC) et les plus complexes modélisent les interactions entre le sol, les végétaux et l'atmosphère (CENTURY, DAYCENT et CASTANEA). Par l'utilisation de modèles travaillant à large échelle, on cible essentiellement des objectifs de réalisation de bilans carbonés des sols et de prédiction de l'évolution de ces stocks face à des changements de climat, de sol ou de modes de gestion des écosystèmes. En revanche, si l'objectif est d'améliorer la compréhension des mécanismes à l'échelle d'une parcelle, le modèle doit pouvoir intégrer les différentes composantes à l'œuvre. Le schéma ci-dessous résume l'approche des modèles à différentes échelles.

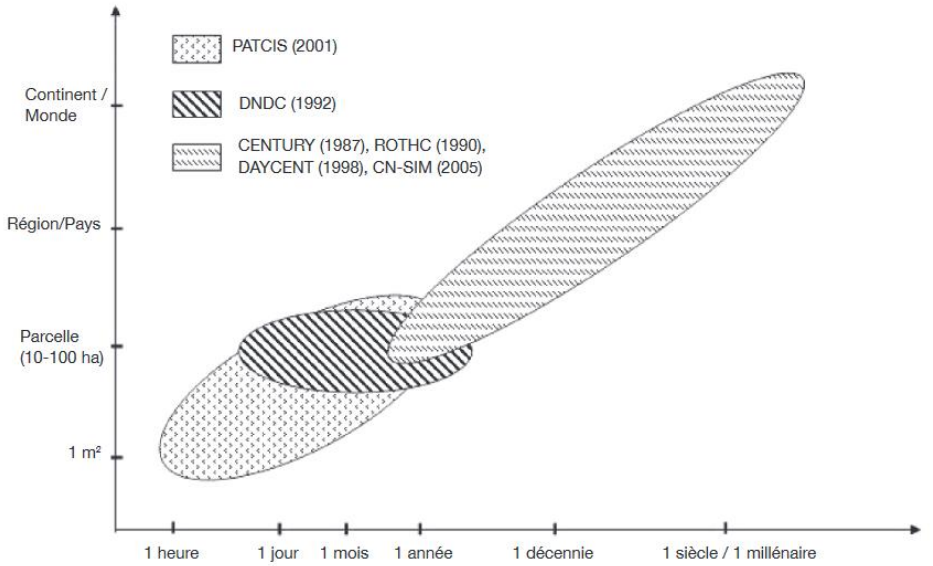

Figure 1. Illustration des échelles spatiales et temporelles auxquelles fonctionnent les différents modèles cités dans cet article — *Illustration of the temporal and spatial scales used by the models presented in this paper.*

Figure 4: Illustration des échelles spatiales et temporelles des différents modèles (Buysse et Aubinet, 2010).

Un exemple est proposé via le modèle CENTURY. Ce modèle est présenté ci-dessous et a pour unique but d'illustrer la complexité des flux de carbone si bien qu'on identifie non pas un type de carbone mais une multitude de carbones aux rôles bien différents. Ce modèle inclut le carbone actif (labile) et passif à différent taux de décomposition en tenant compte de la vie microbienne.

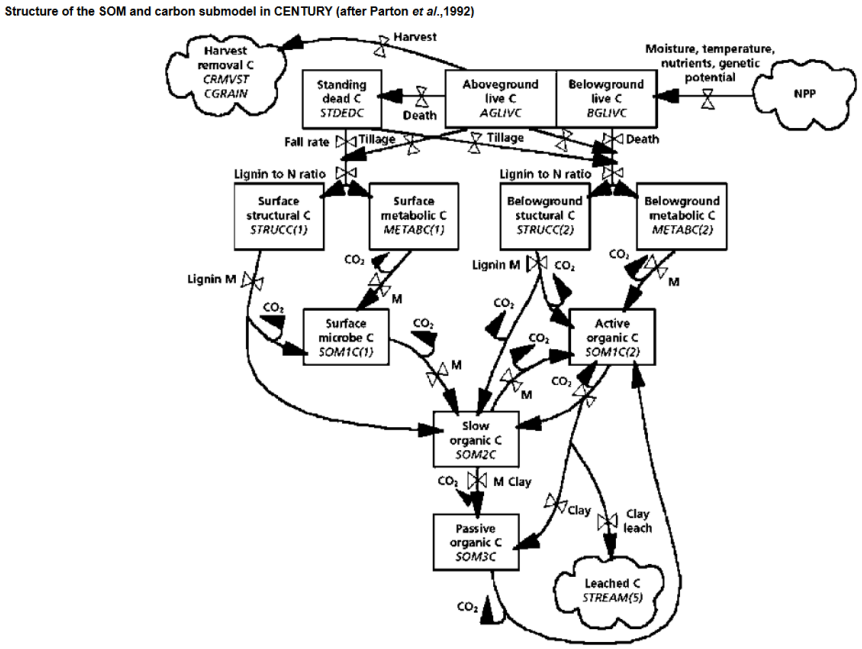

Figure 5. Complexité du modèle CENTURY (Parton et al., 1992).

Le contenu en MO dans les sols dépend à la fois de la restitution de la biomasse au sol, de l'apport de matières exogènes (fumier, boues de stations d'épuration, compost, etc.) et du taux de minéralisation et d'humification de la MO ; ces deux paramètres étant fonction, entre autres, de la qualité du substrat organique et de l'environnement physico-chimique du sol (pH, température, humidité, etc.). Par exemple, des évènements pluvieux ponctuellement importants survenant après de longues périodes sèches sont suivis de pics d'émission de CO_2 en provenance du sol.

La MO du sol représente un réservoir important dans le cycle du carbone. Des études récentes ont démontré l'importance de la séquestration du CO_2 atmosphérique dans ce réservoir : le carbone est d'abord immobilisé dans les tissus des végétaux avant d'être, soit partiellement minéralisé (c'est-à-dire libéré sous forme de gaz carbonique), soit partiellement stabilisé dans le sol sous forme d'humus. Maintenir ou augmenter la quantité de MO du sol peut donc avoir un effet significatif sur les concentrations de CO_2 atmosphérique, en limitant une partie des émissions de gaz à effet de serre (Van Wesemael et Brahy, 2013). La séquestration du carbone et les émissions de CO_2 issues des écosystèmes terrestres (sols cultivés, sols sous prairies, sols forestiers et biomasse forestière) peuvent être calculées, soit par des mesures directes de flux de CO_2 (voir plus haut) soit par la différence de stocks de carbone d'une année à l'autre (méthode des bilans). L'application de cette méthode des bilans donne les résultats suivants pour la Région wallonne (figure 6).

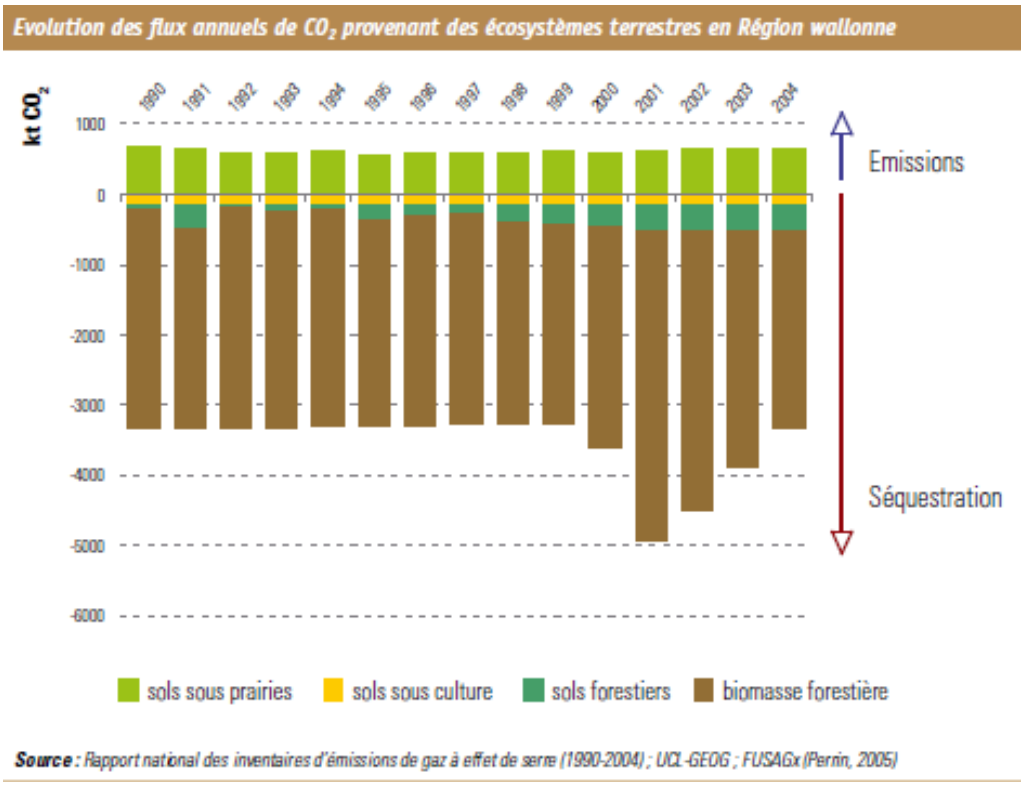

Figure 6: Evolution des flux annuels de CO_2 provenant des écosystèmes terrestres en Région wallonne.

Entre 1990 et 2004, les modèles indiquent que les écosystèmes wallons ont séquestré entre 2656 et 4308 kT CO2/an. Cela représente moins de 2% des émissions totales de CO_2 en Région wallonne. Les émissions provenant des sols sous prairies sont largement compensées par les quantités de carbone séquestrées dans les terres arables et surtout dans les forêts (Van Wesemael et Brahy, 2013). Dans le cadre du plan d'action Lima-Paris, l'initiative 4pour1000 (qui fait suite à la COP21) consiste à augmenter chaque année le stock de carbone des sols de 4 pour 1000 dans les 40 premiers centimètres du sol. Cela permettrait, en théorie, de stopper l'augmentation actuelle de la quantité de CO_2 dans l'atmosphère.

Réflexions personnelles :

- ⇨ les pratiques culturales sont-elles le meilleur levier pour contrer l'augmentation du CO_2 puisque la séquestration accomplie grâce à l'activité agricole est très faible par rapport aux émissions ? Il s'agit également de ne pas perdre de vue qu'augmenter la part de carbone dans les sols permet aussi d'améliorer sa stabilité et sa résilience, par exemple.
- ⇨ Selon la figure 6, les sols prairiaux émettent plus qu'ils ne séquestrent. Qu'a-t-il été considéré sous la dénomination "prairie" ? Les prairies temporaires ont-elles été comprises ? Qu'en est-il des flux de carbone totaux ?

3. La gestion des flux de carbone en grandes cultures

La question est de juger la façon la plus pertinente (et réaliste) de stocker du carbone sur son exploitation. La suite du travail tâche de s'y atteler.

a) Le changement des pratiques culturales : quid du non-labour et des TCS ? Faut-il travailler le sol ?

Dans le contexte du changement climatique et des gaz à effet de serre (GES), et particulièrement de volonté de réduire les émissions de CO_2, stocker du carbone dans le sol par des modifications de pratiques culturales pourrait représenter une opportunité. Au cours de ces 20 dernières années, des techniques de travail du sol alternatives au labour se sont développées en Wallonie. Ces modifications de pratiques en affectent les propriétés, dont la teneur en MO. L'impact des techniques culturales sans labour sur le taux de carbone organique du sol en comparaison au labour a étudié notamment au travers du projet Prosensols 2008-2012 (projet Interreg pour la protection et la sensibilisation des sols en agriculture). La première question à se poser est pourquoi ce questionnement face à la pratique du labour ? Quel est l'objectif d'un labour ?

Le labour accélère la minéralisation de la MO. En effet, il désagrège les particules de sol, réduit la protection des composés organiques labiles et rapidement assimilables vis-à-vis des attaques enzymatiques et augmente la porosité du sol[1], ce qui améliore la diffusion des gaz et l'accès à l'eau pour les micro-organismes décomposeurs (La Scala *et al.*, 2008). Il est important de signaler que le labour ne « tue » pas les sols et qu'un éventuel impact négatif peut être compensé par d'autres pratiques (cultures intermédiaires, etc.). En outre, le labour se révèle souvent un des moyens les plus efficaces pour faire face aux adventices. Concernant le carbone, les techniques du labour réduit voire du non-labour favoriseraient au contraire son augmentation (ou au moins sa stabilisation) dans des sols précédemment soumis au labour. Une synthèse de quelques expérimentations menées sur le sujet est reprise ci-après.

Historiquement, au Brésil, à partir des années 1970, des systèmes de cultures à semis direct dans une couverture végétale morte ou vivante (SCV) ont été mis en place et reposent sur le non-labour. Le but premier est de lutter contre l'érosion hydrique mais d'autres bénéfices sont rapidement apparus dont (dans certaines régions) une augmentation de la productivité et une augmentation de la teneur en MO dans les sols. Ce système repose malheureusement sur la destruction de la couverture vivante à l'aide d'un herbicide afin de constituer un mulch important sur le sol (Girard *et al.*, 2011).

Cambier (2011) a étudié l'impact des techniques culturales sur l'évolution de la teneur en carbone organique du sol en Hainaut. Il conclut : « *L'analyse des teneurs en carbone a révélé une accumulation de MO <u>en surface</u> pour les sols cultivés en non-labour. Cependant, cette augmentation semble être contrebalancée par une teneur en carbone supérieure en labour entre 23 et 50 cm de profondeur, qu'il est difficile d'expliquer. Ce travail n'a pas permis de mettre en lumière des différences au niveau des stocks de carbone sur la couche 0-50 cm* ». Ces résultats corroborent une étude approfondie réalisée par l'Université de Gand (D'Haene *et al.*, 2009) qui s'est intéressée à la répartition du carbone sur 50 cm de profondeur dans un essai labour / TCSL (passage d'un cultivateur à une profondeur > 15 cm) à Maulde (commune de Tournai sur terre limoneuse). Les résultats sont présentés dans la figure ci-dessous. Il est à constater une concentration du carbone dans les 10 premiers centimètres du sol en non-labour. En labour, la teneur en carbone organique reste semblable sur toute la couche arable (0-20 cm), ce qui s'explique par l'homogénéisation des horizons du sol. En outre, la teneur en carbone est supérieure en labour sur la couche 5-35 cm, ce qui semble «compenser» l'accumulation en surface en non-labour.

[1] Le labour tend toutefois à diminuer le nombre de macropores et leurs connectivités à la surface du sol ce qui mène à une diminution de la conductivité hydrique.

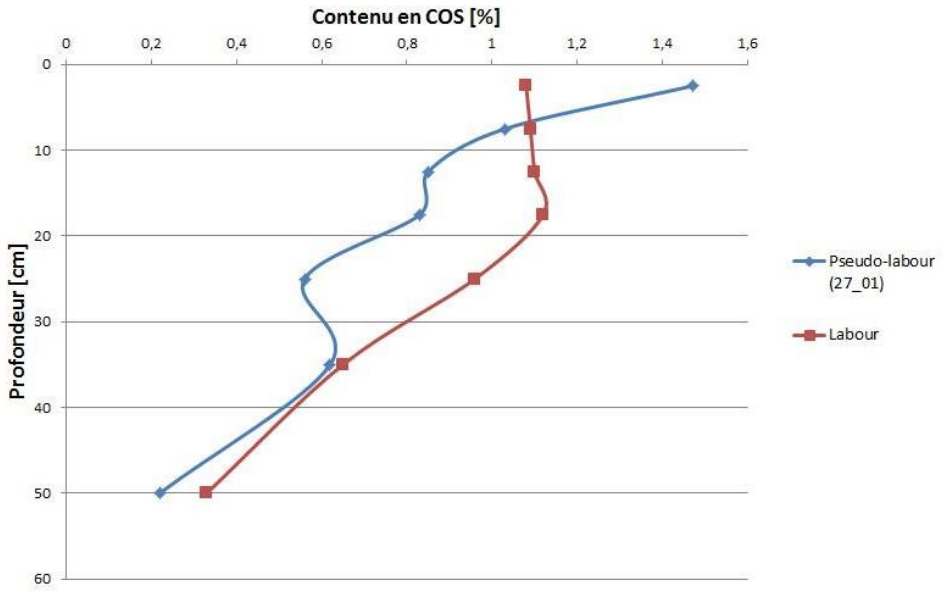

Figure 7: Comparaison de la teneur en carbone organique en labour/pseudo-labour (D'Haene et al., 2009)

Bref, le stock total de carbone pris à une profondeur suffisante (+/-50 cm) n'a pas (ou peu) augmenté avec des TCS ce qui traduit le fait que le potentiel de séquestration soit limité. Un labour occasionnel n'est pas synonyme de déstockage massif en carbone (Legrain, 2016). En fait, le non-labour aurait des effets différents d'un site à l'autre et d'une culture à l'autre. Par exemple, la récolte de pommes de terre ou de betteraves est plus susceptible de perturber un sol qu'une culture de céréales. Dans le cas de sols mal drainés à fine texture, le non-labour pourrait se révéler peu avantageux (Hutchinson et *al.*, 2007 cité par Buysse et Aubinet, 2010). De plus, le non-labour serait susceptible de générer plus d'émissions de N_2O. En fait, l'agriculture de conservation est plus bénéfique dans les pays du Sud qui connaissent des périodes de sécheresse marquées. Sous les climats tempérés, la différence entre le conventionnel et l'agriculture de conservation se marque peu.

b) Gestion des résidus de culture

Les résidus d'une récolte représentent une quantité non négligeable de MO qui peut être valorisée pour restaurer la fertilité du sol. Une meilleure compréhension de l'impact de la gestion des résidus sur le système eau-sol-plante est nécessaire afin de gérer les terres agricoles de manière durable. La quantité de résidus disponibles dépend de la productivité et du type de cultures (figure 8). Le rapport C/N est important dans la gestion des résidus : un rapport élevé se traduit par une décomposition lente voire même une consommation du stock d'azote du sol. Ce dernier aspect peut être avantageux en non-labour puisque un mulch se constitue, protégeant le sol de l'érosion et limitant l'évaporation. Par contre, les éléments seront moins disponibles pour la culture suivante.

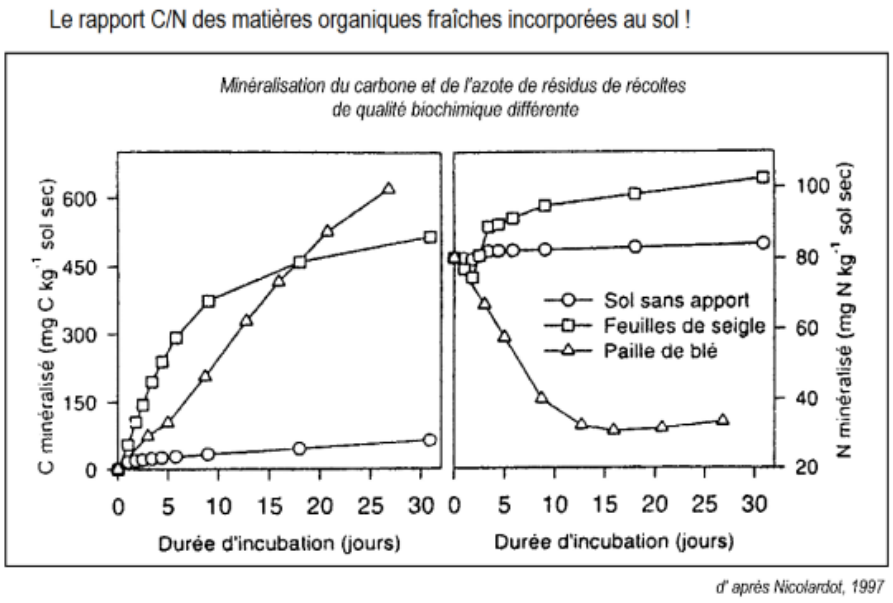

Figure 8: Importance du rapport C/N et du type de culture sur la dynamique de minéralisation du carbone et de l'azote.

La dynamique de décomposition de la MO dépend pour beaucoup de sa composition biochimique. En effet, les proportions entre les composés hydrosolubles tels que le glucose et les acides aminés, la cellulose et l'hémicellulose (composés carbonés), et la lignine (cycle aromatique complexe) influencent l'activité des organismes décomposeurs. Par conséquent, ces différents composés n'ont pas les mêmes temps de dégradation et peuvent varier de 14 jours pour l'hémicellulose à 500 jours pour la lignine (Killham, 1994. Cité par Buyesse et Aubient, 2010). De plus, les temps de dégradation varient en fonction du type de plante (C3, C4, +/- ligneuse, etc.), des organes et des stades phénologiques. Ainsi, des différences se marquent non seulement entre sites et régions agricoles, mais également d'une année à l'autre au cours des rotations culturales (Buysse et Aubinet, 2010).

La figure 9 reprend les processus qui s'opèrent durant la décomposition d'un résidu organique en fonction du temps. Remarquez le temps de réponse de la biomasse microbienne et la minéralisation progressive de la MOH au cours du temps.

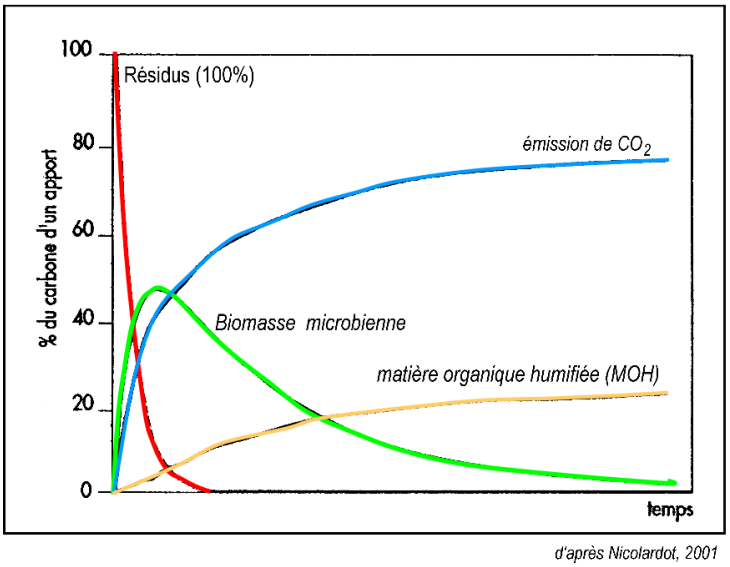

Figure 9: Processus de décomposition d'un résidu organique (Leveque, 2012).

Il est évident qu'au plus la matière est broyée, au plus la surface de contact avec le sol est élevée. La vitesse de décomposition sera elle-même plus grande. Pour les pratiques culturales dites de conservation, selon la FAO, les résidus des cultures doivent couvrir plus de 30% de la surface du sol pour être efficace. La quantité de paillis doit être d'au moins 10 T/ha/an pour fournir une source importante de carbone du sol jusqu'à 0,1 T/ha/an, Se pose alors la question de la hauteur de coupe à la récolte : en non-labour, la chaume ne serait pas en contact avec le sol ?

Selon une synthèse de la littérature scientifique entreprise par Hiel *et al.* (2016), les TCS, incluant la rétention des résidus de culture et un travail du sol réduit, peuvent améliorer divers aspects qui caractérisent un sol de qualité tels que :

- l'amélioration de la stabilité des agrégats (résistance accrue à la compaction) et de la structure du sol de par l'augmentation de la fraction labile du carbone.
- Concernant les propriétés hydrologiques du sol, l'infiltration de l'eau dans le sol peut être améliorée, résultant en une diminution du ruissellement de surface et une plus grande disponibilité de l'eau pour la plante. Les résidus permettent également de limiter l'évaporation par temps sec.
- L'influence de la gestion des résidus sur la production agricole n'est pas clairement définie : les résidus constituent un possible foyer pour les pathogènes et les ravageurs. Par temps humide, le risque de voir se développer une maladie augmente avec la présence de résidus. Une rotation réfléchie pourrait limiter ce problème (cfr. point c). L'épaisseur de la couche protectrice (le « mulch ») ne doit pas être trop épaisse (de l'ordre de quelques cm) afin d'éviter une éventuelle asphyxie de la vie microbienne du sol. Van Den Putte *et al.* (2010) ont montré dans une méta-analyse que le non-labour corrélé au maintien des résidus sur la parcelle se traduit par une perte de rendement estimée à -4,5% en moyenne. La betterave sucrière n'est pas économiquement viable dans ce système.

Lors de la présentation du livre blanc 2017, Marie-Pierre Hiel a présenté les résultats de l'impact de la gestion des résidus de culture sur la fertilité des sols et la production agricole. Les résultats sont illustrés ci-dessous. La figure 10 révèle une relative stabilité de la teneur en COT au fil des années aussi

bien en labour qu'en non-labour. La différence se marque surtout à la surface (0-10 cm) où la teneur en COT est plus élevée et à tendance à augmenter d'année en année en non-labour. En termes de rendements poids sec (figure 11), il n'y a pas de différence significative d'une culture à l'autre mais globalement, entre 2009 et 2014, il est à constater une perte d'1,5 T/ha lorsque le non labour est appliqué.

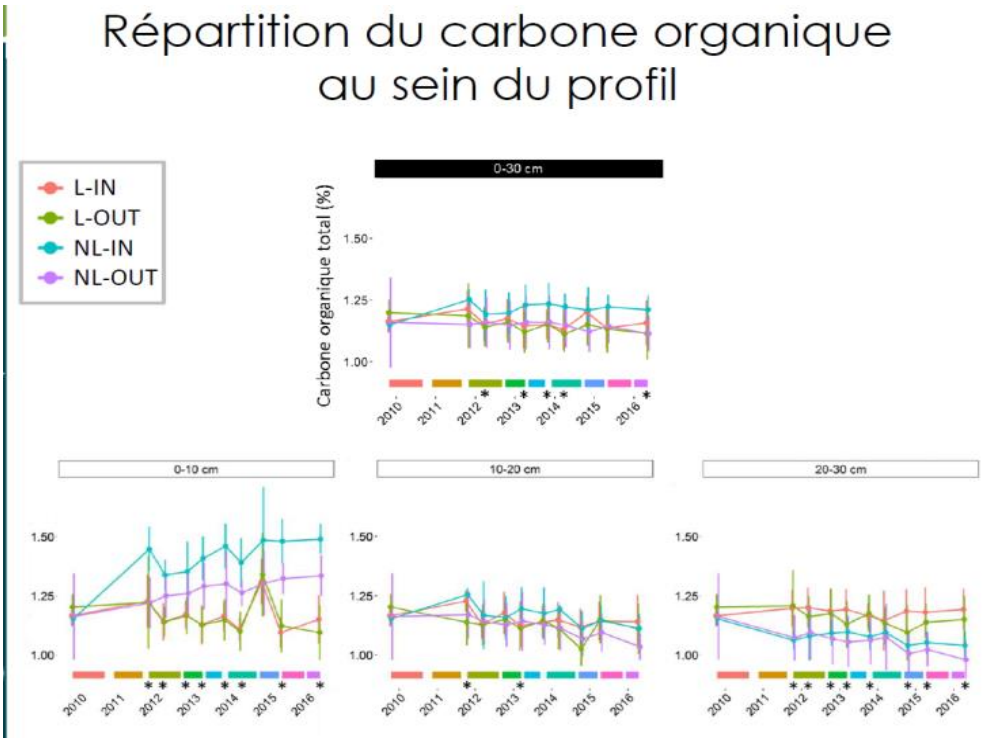

Figure 10: Répartition du carbone organique au sein du profil selon le labour/non labour et la restitution ou non des résidus de culture (Hiel et al., 2016).

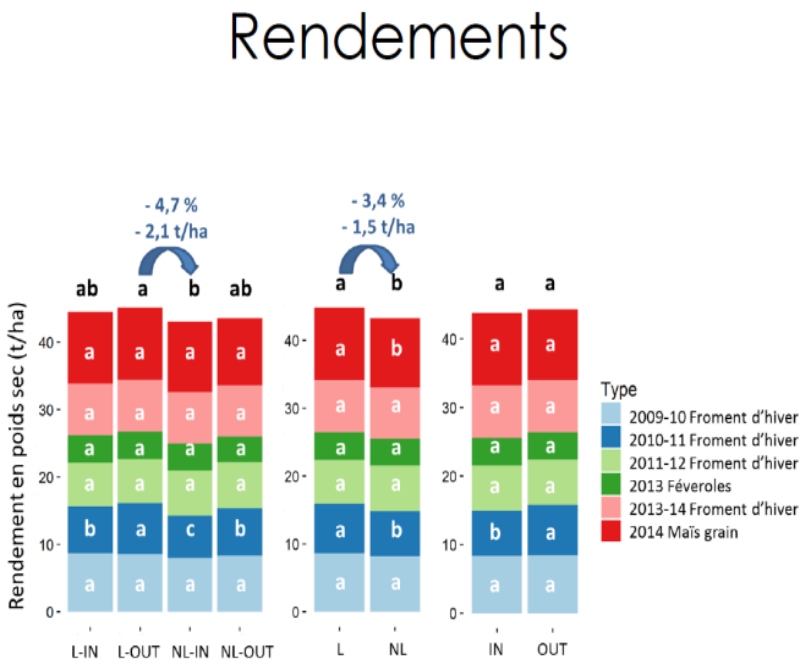

Figure 11: Rendements en poids sec des cultures selon le labour/non labour et la restitution ou non des résidus de culture (Hiel et al., 2016).

En conclusion, si le maintien des résidus sur la parcelle peut avoir des effets positifs sur le long terme, la gestion doit être adaptée en fonction du type de sol, de la rotation et surtout en fonction des conditions climatiques.

c) Cultures intermédiaires et rotation

Il est aujourd'hui admis que laisser un sol nu durant une longue période se traduit par des effets négatifs au niveau des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. La législation relative à la gestion de l'azote impose à l'agriculteur de maintenir un couvert CIPAN durant les périodes critiques. La même réflexion peut être réalisée pour le carbone. Selon Jones (2008), une agriculture fondée non plus sur des cultures annuelles mais sur des cultures pérennes pourrait doubler le taux de carbone en surface en l'espace de 3 à 5 ans. De plus, l'utilisation des plantes de couverture et des engrais verts pourrait réduire la consommation d'herbicides. Malheureusement, ces systèmes de culture demandent à l'agriculteur une grande technicité et un équipement adapté. Une rotation mûrement réfléchie est la clef de voûte d'un tel système. Les bénéfices apportés par une rotation raisonnée se marquent au niveau de :

- La fertilité du sol ;
- La gestion des adventices, des ravageurs et des maladies par la perturbation de leurs cycles ;
- La structure du sol : des enracinements variés exploitent mieux le sol, effet du précédent cultural.

Il existe quelques principes à respecter. On conseille généralement d'alterner :

- Légumineuses et cultures exigeantes en azote : par exemple, on pourrait envisager qu'une partie des légumineuses soit gérée comme des prairies temporaires régulièrement fauchées ;
- Cultures salissantes et nettoyantes (luzerne) ;
- Cultures d'hiver et d'été ;
- Cultures à enracinements différents ;
- Respecter le délai de retour d'une même famille botanique (froment tous les 3 ans, pdt tous les 5 ans, etc.) ;
- Tenir compte des débouchés possibles dans la région concernée (présence d'élevage, d'usine transformatrice, etc.).

Quelle serait la rotation idéale ? La question relative à la rentabilité des rotations longues ou courtes n'est pas si évidente. Le contexte pédoclimatique et le contexte régional y jouent un rôle plus que déterminant. Des rotations longues sont un gage de sécurité puisqu'elles sont moins sensibles aux variations de leur environnement (marché, rendements, prix des intrants). La diversification des productions est une piste à étudier pour compenser la faible rentabilité de certaines cultures indispensables pour assurer une gestion agronomique correcte. Cette notion de diversité des cultures apparaît d'ailleurs comme un facteur de réduction des risques (Bonte, 2010). Il serait opportun de passer d'une rotation triennale classique à des durées de rotation pouvant aller de 5 à 10 ans. La figure ci-dessous propose quelques rotations types eu égard aux commentaires précédents.

Durée de la rotation (en années)	rotation
8	luzerne (3 ans) - blé - triticale - féverole P - blé - orge H
8	luzerne (2 ans) - blé - betterave rouge - blé - maïs grain - féverole H - blé
10	luzerne (2 ans) - blé - triticale - avoine - féverole P - blé - orge P - jachère trèfle blanc - blé
9	luzerne (3 ans) - blé - colza - blé - féverole H - blé - orge P
6	féverole P - blé - maïs grain - triticale/pois fourrager - blé - triticale
9	luzerne (3 ans) - blé - maïs grain - féverole H - triticale - tournesol - orge H
5	féverole H - blé - orge H - tournesol - blé
3	féverole H - blé - maïs grain
5	féverole P - blé - tournesol - blé – Triticale/Pois fourrager
6	luzerne (3 ans) - blé - blé - tournesol

Figure 12: Propositions de rotations raisonnées (Bonte, 2010).

Sur base de la figure ci-dessus, il est à constater le « retour » de la jachère qui, ces dernières décennies, ne trouvait plus sa place dans les systèmes intensifs actuels. Est-ce judicieux ? Dans le cadre du projet européen EcoFINDERS coordonné par l'INRA, l'évolution de la biodiversité de sols après leur mise en jachère (à l'aide d'une chronoséquence s'étalant jusqu'à 31 ans de non culture des sols) comme stratégie de restauration a été étudié. Les résultats, publiés dans *Nature Communications*, montrent une augmentation des connexions entre groupes d'organismes dans le sol, accompagnée d'une incorporation accrue de carbone via en particulier les champignons du sol. Ils ont également observé une progression de la diversité des champignons mycorhiziens à arbuscules (Morriën *et al.*, 2017).

Comme dit plus haut, passer d'une culture annuelle à un couvert pérenne peut jusqu'à doubler rapidement le stock en carbone du sol. Cela n'est pas surprenant puisque qu'une production accrue de "carbone liquide" permise grâce à une photosynthèse plus durable dans le temps est synonyme d'accroissement des populations microbiennes de la rhizosphère. Afin de profiter de cet avantage avec une culture annuelle, le "pasture cropping", ou association d'une culture à la prairie (semis d'une culture annuelle dans une prairie permanente), permet d'augmenter le contenu en carbone du sol par rapport à une culture seule ou une prairie permanente. Ce type de culture a pour avantages d'accroitre dans le sol l'activité biologique et la séquestration du carbone ; et donc de favoriser l'accès aux nutriments, d'améliorer la capacité de rétention en eau et de la structure (Jones, 2008).

d) La biodiversité du sol

Comme il a été remarquablement démontré au cours du projet européen EcoFINDERS, les champignons mycorhiziens ont incorporé les trois quarts du carbone marqué dans les sols mis en jachère depuis longtemps mais seulement la moitié de celui-ci dans les sols mis en jachère récemment. Ces modifications n'ont pas été associées à une augmentation de la biomasse fongique mais plutôt à une augmentation de la proportion de groupes microbiens consommateurs de carbone et à une plus grande connexion des organismes entre eux (Morriën *et al.*, 2017). Jones (2008) insiste également sur le rôle essentiel bénéfique des mycorhizes lors d'événements climatiques anormaux. Les mycorhizes sont le socle fondamental des processus intrinsèques d'un sol (par exemple, l'action de la glomaline sur les mécanismes de stabilisation du carbone). Malheureusement, nos systèmes négligent souvent les services

rendus par ces travailleurs de l'ombre. L'agriculture conventionnelle favorise en réalité certaines familles de champignons, principalement les décomposeurs. Ces derniers mettent en place un réseau filamenteux moins dense comparés aux champignons mycorhiziens ce qui réduit leur capacité de stocker du carbone. Comment favoriser les champignons mycorhiziens ?

Selon les dires de Brendon Rockey, le carbone est la clef pour ramener de la vie dans le sol. La majeure partie des micro-organismes du sol (80-85 %) sont dans un état de dormance (Stenström *et al.*, 2001 ; Fontaine *et al.*, 2003 cité par Buysse et Aubinet, 2010) et ne sont donc pas actifs. L'apport de MO fraiche au sol stimulerait l'activation de ces derniers. Il est important de souligner qu'une teneur « élevée » en MO n'est pas suffisante pour créer un environnement favorable au développement de la pédofaune. Le pH et l'aération du sol par exemple sont également des paramètres limitant. La texture du sol joue également un rôle important dans l'accessibilité des micro-organismes à la MO qu'ils décomposent. En particulier, les particules d'argile, en se liant à la MO, protègent celle-ci des attaques enzymatiques. Plus le sol contient d'argile, plus les taux de respiration sont diminués et plus les parts de carbone migrant vers les réservoirs lents augmentent (Buysse et Aubinet, 2010). Une nouvelle fois, il n'existe pas de recettes toutes faites et la situation est à adapter aux contextes pédoclimatiques et économiques.

4. La gestion des flux de carbone en prairie

Les sols prairiaux présentent des stocks en carbone plus élevés que ceux des terres arables. Cela s'explique par un flux de carbone entrant plus important (couvert permanent et plus dense, davantage de racines et débris) et une décomposition plus lente de la MO en l'absence de labour et d'aération du sol. La question est ici de juger la façon la plus pertinente (et réaliste) de stocker du carbone dans ses prairies. La suite du travail tâche de s'y atteler.

a) La prairie, puits ou émetteur de carbone ?

Il est désormais partout connu que les prairies, à l'instar des forêts, sont capables de stocker du carbone dans leurs sols. Il s'agit en effet, à l'échelle d'une exploitation agricole, du seul levier susceptible de compenser les émissions de CO_2 (et d'autres GES) rejetées par le secteur de l'élevage. Cependant, beaucoup de documents scientifiques (figure 6), dont la thèse de doctorat défendue par E. Jérôme (2014), attestent que le bilan flux de carbone ou le flux de CO_2 peut être nul voire positif.

La différence entre le flux de respiration de la prairie et de photosynthèse représente le flux net de CO_2 de l'écosystème. Ce flux peut facilement être représenté sous forme de courbe en fonction du temps comme l'atteste le graphique de la figure suivante. Une pente descendante signifie que la photosynthèse est supérieure à la respiration et donc qu'il y a accumulation de carbone dans l'écosystème, une pente ascendante signifie à l'opposé qu'il y a libération de carbone dans l'atmosphère sous forme de CO_2. Pour les deux années de mesures les bilans positifs sont respectivement de 1200 kg C/ha pour l'année 1 et 200 kg C/ha pour l'année 2 en ne tenant compte que les flux de CO_2. En tenant

compte des autres sources d'importation et d'exportation du carbone sur la prairie (tableau 1), la prairie est considérée comme neutre pour le stockage/déstockage (Jérôme, 2014).

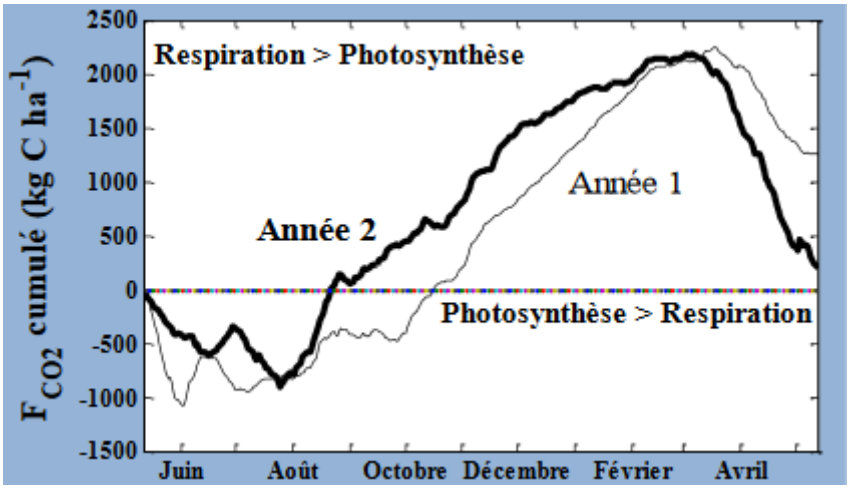

Figure 13: Evolution du flux net de CO_2 en prairie. Exemple d'une prairie pâturée par des BBB sur deux ans à Dorinne (Jérôme, 2014).

Tableau 1. Flux et bilan de carbone. Exemple d'une prairie pâturée par des BBB sur deux ans à Dorinne (Jérôme, 2014).

Flux (kg C ha^{-1} an^{-1})	Année 1	Année 2
F_{CO2}	1229 ± 535	204 ± 307
F_{CH4}	123 ± 6	106 ± 5
$F_{fertilisation}$	-1110 ± 92	-
$F_{compléments}$	-1034 ± 31	-
$F_{récolte}$	377 ± 35	-
F_{viande}	226 ± 178	196 ± 155
$F_{lessivage}$	70 ± 70	70 ± 70
NBP	-120 ± 577	576 ± 351

Avec NBP = Productivité nette du biome.

$$NBP = F_{CO2} + F_{CH4} + F_{fertilisation} + F_{compléments} + F_{récolte} + F_{viande} + F_{lessivage}$$

Les variations du stock de carbone d'un écosystème prairial peuvent donc s'obtenir en réalisant le bilan des différents flux à l'échelle de la parcelle. Ce bilan peut être positif, négatif ou neutre selon les effets année (climat) et d'autres paramètres tels que les caractéristiques du sol, son activité biologique, les interventions culturales, la gestion des effluents et la gestion du pâturage. Le carbone est donc stocké dans le sol, principalement sous forme organique, ou déstocké sous forme de CO_2 dans l'atmosphère. Chacun de ces paramètres est discuté ci-après.

b) Climat

Selon toujours Jérôme (2014), la période de croissance active de la végétation, qui démarre dès le printemps, se caractérise par une grande accumulation de CO_2 par la prairie grâce aux effets accrus de la photosynthèse. A partir du mois d'août, la baisse des températures et du rayonnement solaire réduisent et finissent par stopper l'assimilation de CO_2 par le couvert végétal. En automne, la respiration du végétal prend le pas sur la photosynthèse jusqu'en mars environ. Les effets année sont facilement visibles sur le graphique de la figure 13. En effet, il est par exemple remarquable de constater que l'assimilation du CO_2 au début du printemps de l'année 2 (mars-mai) est nettement plus importante celle de l'année 1. Cela s'explique par des conditions climatiques beaucoup plus favorables en deuxième année, la première ayant connu une sécheresse au printemps (conditions moins favorables à la photosynthèse).

Les conditions climatiques ont aussi des incidences sur l'activité biologiques des sols. En effet, de faibles différences peuvent apparaitre, par exemple, pour des sols prairiaux situés en Haute-Ardenne par rapport à ceux situés en région limoneuse car les températures moyennes plus faibles et les plus longues périodes de gel réduisent la minéralisation de la MO.

Etant donné que les conditions et aléas climatiques jouent un rôle dans la dynamique du carbone dans le sol, il y a lieu de s'interroger sur la vulnérabilité des stocks en carbone des sols prairiaux face au changement climatique. Certains craignent une accélération de la minéralisation de la MO stockée par l'effet combiné du réchauffement climatique et de sécheresses répétées. Une autre question serait de se demander si l'augmentation historique de CO_2 atmosphérique accroitrait la capacité du couvert végétal à produire de la biomasse et donc à augmenter le potentiel de stockage de carbone du sol (Institut de l'élevage, 2010).

Les facteurs climatiques favorables à la photosynthèse (rayonnement, températures, pluviosité, etc.) ne pouvant pas être modulé directement par l'action humaine, aucune piste d'amélioration ne peut être proposée à ce niveau-là pour augmenter les stocks en carbone des sols prairiaux.

c) Caractéristiques du sol

Comme discuté dans le point consacré à la biodiversité des sols des terres arables, une des caractéristiques principales qui influencent le contenu en MO du sol est sa texture. Tout autre facteur étant égal, les sols plus argileux sont plus souvent mieux pourvus en MO que les sols plus sableux. Par exemple, les sols de la Lorraine belge développés dans des grès sont moins riches en MO par rapports à des sols calcaires ou des marnes (van Wesemael & Brahy, 2009).

d) Durée d'exploitation

Le stockage du carbone est non linéaire. Il est rapide durant les 30 à 40 premières années de la mise en place de la prairie permanente et, dépendant de la cinétique de décomposition de la MO par la communauté microbienne du sol, tend ensuite vers un équilibre où les entrées et sorties se compensent. Cependant, il ne semble pas y avoir de limite temporelle au stockage, une vieille prairie pouvant toujours séquestrer du carbone sur de longues périodes (Arrouays *et al.*, 2002). Une prairie considérée comme jeune (moins de 30 ans) stockerait 0,5 T/ha contre 0,2 T/ha de stockage pour une vieille prairie (GES'TIM, 2010).

Par ailleurs, la conversion d'une prairie permanente en culture provoque un déstockage deux à trois fois plus important durant les 20 premières années que le stockage induit par la conversion inverse (tableau 2). En effet, la conversion entraine des modifications physicochimiques du milieu (aération du sol et accélération de la minéralisation) qui entrainent une libération accrue de CO_2 dans l'atmosphère et un changement de mode, de nature et de régime d'incorporation de la MO (Institut de l'élevage, 2010) avec les incidences indirectes que cela peut avoir telle l'érosion hydrique (van Wesemael & Brahy, 2009).

Tableau 2: Estimation des impacts de changement d'usage des terres sur le stockage de carbone dans les sols (Arrouays et al., 2012).

Conversion de terres	Flux additionnel annuel moyen en t C/ha/an (scénario à 20 ans)	Équivalences en CO_2 émis ou capté (t eq. CO_2/ha/an) [10]
	Stockage de carbone	Captage de CO_2
Culture - > Prairie Permanente	0,49± 0,26	0,84 à2,75
Culture - > Boisement	0,44±0,24	0,73 à 2,49
Prairie permanente - > Boisement	inférieur à + 0,1 ± 0,2	- 0,1 à 0,3
	Déstockage de carbone	Émissions de CO_2
Prairie permanente - > Culture	-0,95 ± 0,3	2,4 à 4,6
Bois - > Culture	-0,75	2,75
Bois - > Prairie permanente	-0,1±0,1	0 à 0,7

L'expérience de Rothamsted (1843) est la plus ancienne et la plus connue des expériences agronomiques à long terme. Une partie de l'expérience (Rothamsted-Highfield) consistait de mesurer les stocks de carbone dans le sol après une conversion de prairie en sol arable. En 20 ans, les teneurs en carbone sont passées de 3,5 à 2% (figure 14). De nombreuses études ont par après confirmé cette tendance (Johnston, 1973).

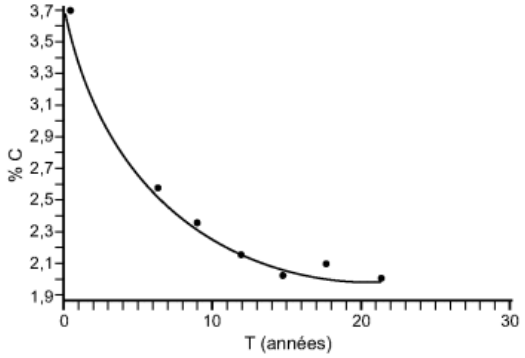

Figure 14: Evolution du carbone dans l'expérience de Rothamsted-Highfield pour la conversion prairie-terre arable (d'après Johnston, 1973)

Afin d'augmenter la durée d'exploitation et donc d'améliorer les teneurs organiques des sols prairiaux, Chenu *et al.* (2014) proposent en outre d'allonger la durée de vie des prairies temporaires. Un allongement de 5 ans permettrait en effet un stockage additionnel annuel en carbone dans le sol de 0,14 T/ha. La piste de la conversion des surfaces cultivées en prairies relève du changement d'usage et sera donc laissée à l'approbation de l'exploitant.

e) Fauche et gestion du pâturage

En région wallonne, une augmentation des teneurs en MO a été enregistrée pour les prairies permanentes entre 1960 et 1990, évolution principalement due à la forte conversion des prairies en terres arables et donc à l'augmentation de la charge à l'hectare du bétail. En Flandre, les teneurs en MO des sols sous prairie ont augmenté pour cette même période de 31% (contre 18% en Wallonie) car l'augmentation de la densité du cheptel y a encore été plus élevée. Entre 1990 et 2000, la tendance est à la baisse car le changement d'occupation des sols agricoles pendant cette période est moindre et une réglementation plus stricte en matière d'épandage des effluents d'élevage vient d'être adoptée (dans le cadre du PGDA). In fine, les stocks en prairies permanentes ont été légèrement augmentés de 1960 à 2000 (Lettens *et al*.,2005).

Chez les graminées et légumineuses des prairies, la partie aérienne de la plante est en général plus riche en azote et la partie souterraine plus riche en carbone. Quand la plante perd sa couronne la balance C/N se rééquilibre : le carbone est réquisitionnée pour la formation des nouvelles parties aériennes et peut également se perdre dans le sol ("élagage des racines") ou dans la rhizosphère. Le surpâturage et la surexploitation (fauches trop répétées), responsables de la taille excessive de l'herbe (exportation de carbone et rééquilibre), ne favorisent donc pas la séquestration du carbone (Jones, 2006). Soussana *et al.* (2004) ont montré que si le puits de carbone était plus important en prairie pâturée qu'en prairie fauchée, son importance diminuait toutefois avec l'intensité d'utilisation de l'herbe à travers la fauche ou le pâturage. De même, un pâturage plus extensif laissant plus d'organes sénescents et synonyme d'un plus faible retour des déjections n'incorpore également pas assez de carbone (Jones, 2006). La fauche des refus en système plus laxiste au niveau du pâturage permet la restitution de la matière organique (Luxen & Crémer, 2007). L'intensité du pâturage joue donc sur les niveaux de stockage, il conviendra alors de trouver le meilleur compromis entre performances animales et stockage en prairie (Institut de l'élevage, 2010). En France, il a été calculé qu'une intensification modérée d'une

prairie peu productive augmentait en moyenne le stockage annuel de carbone de 0,39 T/ha selon Chenu *et al.* (2014) et de 0,2 ± 0,25 T/ha selon Arrouays *et al.* (2002).

Vouloir augmenter la biomasse pour stocker plus de carbone implique que la biomasse au-dessus du sol et les racines doivent être plus importants. Un progrès considérable pourrait être réalisé à ce niveau, par sélection d'espèces et variétés à feuillage plus développé et à racines plus profondes, conduisant à un stockage plus profond du carbone (Fisher *et al.*, 1994).

5. Fertilisation

L'apport de MO représentait jadis la principale source d'éléments nutritifs dans nos sols agricoles. Suite à l'évolution des systèmes de production, les engrais minéraux ont progressivement remplacé la MO alors que cette dernière remplissait aussi d'autres fonctions essentielles (maintien de la structure du sol, rétention d'eau, effet anti-érosif, etc.). La diminution problématique des teneurs en MO observée dans la plupart des sols cultivés en Région wallonne peut donc induire des effets négatifs en termes de gestion durable. Afin de pallier à ce constat, toute une série de solutions est proposée par des initiatives wallonnes et européennes : respect des règles de conditionnalité permettant le maintien des niveaux de MO dans les sols agricoles, possibilité d'épandre des MO exogènes sur les sols moyennant le respect de conditions particulières, soutien au développement de l'agriculture biologique promotrice d'engrais organiques (dont le compost) et mise en œuvres de certaines mesures agro-environnementales (MAE) (van Wesemael & Brahy, 2009). La première solution ne sera pas discutée car elle ne fait pas l'objet d'une démarche volontaire de l'agriculteur.

a) Fertilisation organique endogène

Pour l'ensemble des terres agricole de la Région wallonne, sur base des statistiques agricoles de l'Institut National de Statistiques (année 2000), des analyses Requasud et d'une estimation des quantités de carbone organique total sur les prairies, deux simulations a été effectuée afin d'évaluer les quantités de MO nécessaires pour compenser les pertes d'humus annuelles par minéralisation. Ces deux simulations supposent un coefficient d'humification K_1[2] égal à 25% (taux optimiste, souvent plus faible en réalité) et respectivement deux coefficients de minéralisation K_2 valant 1 et 2% (taux optimistes également). Les résultats sont repris dans le tableau 3.

Tableau 3: Quantités de MO nécessaires pour compenser les pertes d'humus annuelles par minéralisation dans les sols agricoles en Région wallonne (Culot, 2005).

Cultures (t MS/an)		Prairies (t MS/an)		TOTAL cultures + prairies	
K2=1	K2=2	K2=1	K2=2	K2=1	K2=2
1.650.792	3.301.584	4.034.247	8.068.494	5.685.039	11.370.078

[2] Le coefficient isohumique K_1 est utilisé traditionnellement en agriculture pour les différentes matières utilisées (paille, fumier, etc.). Ne faudrait-il pas aussi travailler avec l'indice de stabilité de la MO (ISMO – norme XP U 44-162, Décembre 2009) ? Cet indicateur a pour objectif d'exprimer à priori dans le produit initial le pourcentage de MO potentiellement résistante à la dégradation. Il serait un bien meilleur indicateur de l'état « organique » d'un sol.

Si on envisage la quantité totale d'effluents d'élevage pour le même territoire (1.479.281 T MS/an), le comblement des besoins totaux est de seulement de 13 à 26%. De plus, ces déchets d'élevage pris dans leur ensemble présentent un taux de dégradation annuel élevé de l'ordre de 50%. Il serait donc utopique de croire qu'ils combleraient les besoins actuels dans notre système agricole (Culot, 2005).

Dans la plupart des situations, il sera préconisé théoriquement d'opter pour une fumure organique de redressement ou d'équilibre présentant un rapport C/N de 25 à 35 voire même 50 à 80 car les bactéries du sol ne consomme que 20 à 40% du carbone total. Dans la pratique, les composts wallons ne suffisent pas puisqu'ils présentent un rapport C/N qui oscille entre 10 et 20 (le rapport optimal étant compris entre 15 et 30 selon Luxen *et al.* (2006)) (Culot, 2005). Toujours dans la pratique, la nature, la fréquence et l'intensité de la fumure seront fonctions des caractéristiques du sol, des ressources disponibles et de l'objectif de l'agriculteur. Les besoins de base urgents en MO seront à nuancer en fonction des types de sols. Par exemple, des sols plus calcareux et moins argileux auront besoin d'un apport en MO plus important pour mieux préserver sa structure et sa fertilité.

Suite à une dissociation croissante des activités d'élevage et de culture, une augmentation de la production de lisier au détriment de la production de fumier est constatée. Cette évolution a sans doute eu une influence sur les taux de MO étant donné que le lisier ne favorise pas la formation d'humus stable (van Wesemael & Brahy, 2009). Deux formes de fumier peuvent être utilisées pour l'enrichissement en MO : le fumier composté et le fumier frais. Le fumier frais est employé soit directement à la sortie de l'étable soit après un bref séjour en tas non tassé et doit être apporté sous forme aérée et bien divisée. Le compost a l'avantage, en plus de nourrir le sol et d'améliorer la structure, d'offrir une matière plus accessible aux microorganismes du sol (Gobbe, 2017). Il est estimé que par rapport au fumier, le compost mûr augmente de 50% la quantité d'humus stable laissé dans le sol (Luxen *et al.*, 2006). De plus, l'azote présent dans un compost est moins disponible que dans une MO non compostée, son utilisation permet alors de limiter les pertes azotées par percolation, ruissellement et volatilisation (Culot, 2005). Dans certains cas, l'accumulation de MO entraine un excès d'azote non prélevable avec toutes les conséquences que cela peut avoir en matière de pollution des eaux par les nitrates (van Wesemael & Brahy, 2009). Le fumier composté (ou éventuellement le fumier de matière végétale), riche en MO stable, sera préféré si le déficit touche principalement la teneur en MO liée (MO stable du sol). Le fumier frais (de même que la matière végétale non compostée, les résidus de culture, etc.) pourra quant à lui être apporté en apports plus modérés mais plus fréquents pour un sol déficitaire en MO libre (MO réserve d'énergie) (Jardins familiaux de Chantilly, 2013).

b) Fertilisation organique exogène

Pour complémenter l'action des effluents d'élevage ne pouvant pas compenser la perte annuelle d'humus des sols, des MO exogènes peuvent également être épandues. En Région wallonne, parmi les mesures proposées pour pallier au problème du manque de carbone dans les sols, la solution prioritaire serait d'épandre davantage de MO et de meilleure qualité, notamment en renforçant les échanges entre agriculteurs pour ce qui est des effluents d'élevage mais aussi en augmentant le potentiel de traitement des MO résiduaires issues des ménages, des industries agro-alimentaires et des stations d'épuration. Une attention toute particulière sera toutefois portée sur ces MO exogènes quant aux risques de lessivage des nitrates et à l'accumulation dans les sols de certains micropolluants et agents pathogènes. Bien que le

potentiel de valorisation des MO soit important et sous-exploité, des efforts doivent d'abord être faits en matière de sécurisation des filières et de garantie de la qualité (van Wesemael & Brahy, 2009).

En envisageant la quantité totale de MO épandable (effluents d'élevage compris), soit 2.442.812 T MS/an (figure 15), le comblement des besoins globaux de la Wallonie peut varier selon les deux coefficients K_2 de 22 à 45%. La région est donc confrontée à un manque global en MO. Selon Culot (2005), il n'existe donc pas de concurrence entre les différents types d'amendements, on pourrait même affirmer qu'ils se complètent. En effet, pour réduire le lessivage de l'azote et améliorer le rapport C/N de l'ensemble des MO épandables, il est possible d'amener le compost en association avec les effluents d'élevages plus classiques ou mieux encore, en incorporant ces effluents dans les processus de gestion globale comme le compostage. Selon la FAO (2002), l'utilisation des boues de station d'épuration ou d'autres résidus urbains est moins efficace de par leur faible taux de transformation en humus, à moins qu'ils soient compostés au préalable.

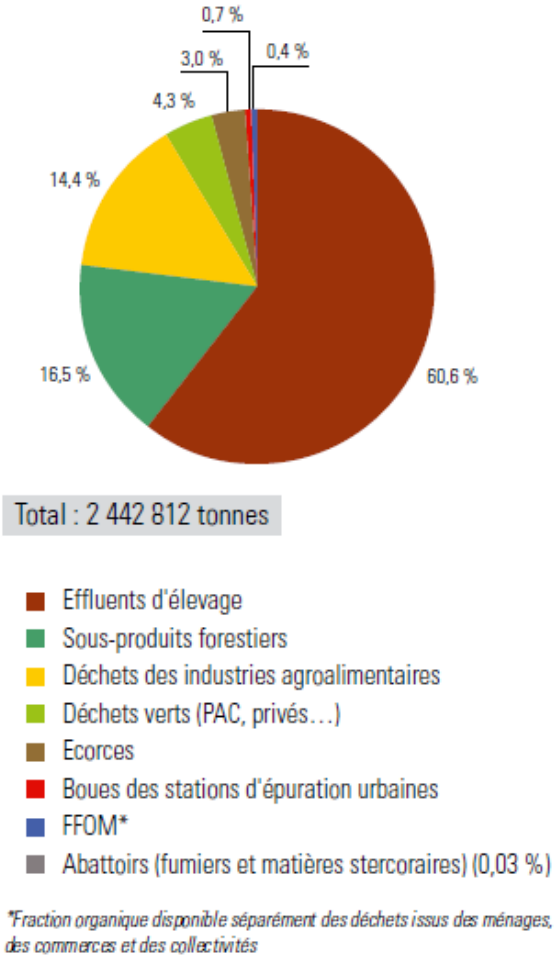

Figure 15: Estimation des gisements de MO épandable en Région wallonne en 2000 (van Wesemael & Brahy, 2009. D'après Culot, 2005).

6. Agroforesterie et MAE

L'agroforesterie est un terme générique qui désigne un mode d'exploitation des terres agricoles associant des arbres avec des cultures ou des pâturages. Les travaux sur l'impact de l'agroforesterie sur les sols sont nombreux en zone tropicale mais il n'en est pas de même en régions tempérées, et pour cause principal la grande variabilité spatiale affectant les stocks en carbone (Kumar & Nair, 2011). L'étude lancée par Chenu *et al.* (2014) ne déroge pas à la règle et présente donc des résultats assortis d'incertitudes. D'après eux, pour une faible densité de plantation (30-50 arbres/ha) sur une période de minimum 20 ans, le stockage additionnel annuel de C aurait été de 0,3 T/ha en moyenne aussi bien en prairies qu'en cultures annuelles. Les haies, plantées linéairement 100 m/ha pour les prairies et 60 m/ha pour les cultures, auraient rapporté moins avec 0,25 T/ha en prairies et 0,15 T/ha en cultures annuelles. En Région wallonne, la mise en œuvre de projets d'agroforesterie se heurte malheureusement dans 70% des cas au cadre restrictif de la loi sur le bail à ferme. En effet, la durée de production d'un arbre se compte en dizaines d'années tandis que la durée de renouvellement du bail correspond à 6 ans (NTF, 2016).

Les mesures de gestion agricole et agri-environnementale prévues en 2010 en Région wallonne devaient permettre une séquestration supplémentaire d'environ 90 kT éq.CO_2/an dans les terres arables (van Wesemael & Brahy, 2009). Celles permettant une augmentation des stocks en carbone des sols en 2017 sont les suivantes :

- Haies et alignements d'arbres ;
- Arbres, buissons et bosquets ;
- Prairies naturelles ;
- Prairies de haute valeur biologique ;
- Tournières enherbées ;
- Cultures favorables à l'environnement.

7. Conclusion

La décomposition des résidus de culture et de la MO du sol est un processus complexe car il se déroule dans un milieu hétérogène, elle est contrôlée par de très nombreux facteurs biotiques et abiotiques qui interagissent. La température et l'humidité du sol sont les facteurs qui expliquent la plus large part des variations temporelles et spatiales de la respiration hétérotrophe d'un sol agricole. De plus, dans les agrosystèmes, les facteurs anthropiques jouent un rôle prépondérant.

En Région wallonne, 63% des horizons de surface des profils de sols échantillonnés dans la région limoneuse et dans le Condroz ont atteint ou se trouve sous le seuil critique des 2% de MO. Les sols prairiaux, quant à eux, présentent une tendance à l'augmentation des stocks en MO. Le stockage de carbone organique dans les sols étant beaucoup plus lent que son déstockage, il est essentiel de maintenir et de favoriser les usages et les pratiques agricoles qui permettent la formation d'humus stable (comme la conservation des prairies, par exemple) et ce, bien avant d'envisager une augmentation systématique des teneurs en MO dans les sols. Il convient alors de renforcer les pratiques existantes qui vont dans ce sens comme par exemple l'agriculture biologique, les MAE et le respect des règles de la conditionnalité (maintien des prairies permanentes).

Bien sûr, l'augmentation de la production végétale est le meilleur moyen de stocker le carbone mais c'est également le plus difficile car il est limité par la disponibilité de l'eau. Toute une série de mesures et pratiques permettent alors de stabiliser voire d'augmenter le taux de MO dans les sols. Pour les cultures, nous mentionnons les principaux leviers d'action comme le semis-direct, le labour réduit et le travail minimal du sol ; une bonne gestion des résidus de culture, présentant un rapport C/N élevé ; l'utilisation de cultures intermédiaires avec option de restitution totale ; l'implantation de certaines MAE ; revoir la nature des effluents d'élevage ; et d'autres solutions plus radicales et difficiles à mettre en place comme la réintroduction de la jachère dans la rotation, la reconversion de terres arables en prairie, la techniques de culture en prairie, la conversion à l'agriculture biologique et la culture de plantes pérennes totale ou partielle (agroforesterie). Pour les prairies, les principaux leviers d'actions sont la durée d'exploitation, en veillant à retarder le retournement des prairies temporaires et à rajeunir les vieilles prairies ; l'optimisation de la fauche et du pâturage ; l'implantation de certaines MAE ; la nature et la gestion des effluents d'élevage selon le contexte ; et d'autres solutions plus radicales et lourdes selon les cas comme la conversion à l'agriculture biologique et l'agroforesterie. Sur base d'une étude bibliographique, Freibauer *et al.* (2004) ont identifié les principaux types de gestion qui favorisent la

séquestration du carbone dans les sols agricoles et les ont classés par ordre décroissant d'importance (en matière d'efficacité et de faisabilité) : l'épandage d'amendements organiques, l'introduction de cultures pérennes (prairies, cultures d'arbres) sur les terres arables en jachère, la pratique de l'agriculture biologique, la remontée des nappes dans les tourbières et le semis direct ou les techniques culturales sans labour.

Vu la disponibilité limité de MO endogènes et exogènes en Wallonie, il serait pertinent de les épandre en priorité sur le terres arables présentant les taux les plus faibles en MO. Il serait également intéressant de booster toute la dynamique autour des engrais organiques par exemple en créant de nouveaux débouchés, en favorisant et facilitant les échanges entre agriculteurs, en simplifiant l'accès aux MO exogènes, etc.

Selon la FAO (2002), de nombreuses lacunes subsistent toujours dans les connaissances par manque d'expériences sur le terrain et de recul. Certains effets de facteurs influençant les teneurs en carbone se mesurent parfois sur des périodes de 20 à 50 ans (type de sol, conditions climatiques, utilisation du sol et pratiques agricole). Parmi les nombreuses questions qui doivent encore être résolues, voici celles qui semblent les plus pertinentes :

- Comment généraliser les résultats de chacun des suivis ?
- Comment évaluer les intrants en fraction soluble apportés par les racines (quantitativement et qualitativement) ?
- Comment associer l'ensemble des résultats à des données socio-économiques, en particulier pour les petits agriculteurs ?
- Quelles sont les conditions de durabilité des stocks et de réversibilité de la minéralisation du carbone si on change les pratiques ?
- Quels genres de composés du carbone sont séquestrés ? Quelle est leur durée de résidence et leur fonction ?

"La vie et la matière organique –complexes, substantielles et gouvernées par une loi multiple- ont été constituées dans le but de créer un empêchement" est une citation appropriée d'Edgar Allan Poe (1869) pour conclure que la MO, vecteur de vie, ne révèlera jamais tous ses secrets.

'

8. Bibliographie

Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J-C., Jayet, P.A., Soussana, J-F. et Stengel, P. (2002). *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise collective, réalisé par l'INRA à la mdemande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*. Paris : INRA.

Bonte, J-B. (2010). *La rotation des cultures dans les systèmes céréaliers biologiques: peut-on combiner performances économiques, agronomiques et environnementales ?* http://www.itab.asso.fr/downloads/rotab/rotab-memoir-oct-2010.pdf (04/04/2017)

Buysse, P. Et Aubinet, M. (2010*). La respiration hétérotrophe dans les sols agricoles : description des facteurs importants et comparaison de modèles semi-mécanistes existants.* http://www.pressesagro.be/base/text/v14n4/707.pdf (04/04/2017)

Cambier, J-F. (2011). *Impact des techniques culturales sur l'évolution de la teneur en carbone organique du sol en Hainaut.* http://www.greenotec.be/pages/etudes/impact-des-techniques-culturales-sur-l-evolution-de-la-teneur-en-carbone-organique-du-sol-en-hainaut.html (04/04/2017)

Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colnenne, C. et Metay, A. (2014). Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques, 37*, 23-37.

Crémer, S. & Luxen, P. (2007). *La fauche des refus.* http://www.fourragesmieux.be/Documents_telechargeables/La_fauche_des_refus.pdf (14/05/17)

D'Haene, K. (2008). *The effect of reduced tillage (labour) agriculture on carbon dynamics in silt loam (terre limoneuse) soils.* http://users.ugent.be/~ssleutel/Sleutelpdf/D%27Haene%20et%20al%202009.pdf (04/04/2017)

FAO. (2002). *Gestion des forêts, des pâturages et des sols cultivés en vue d'augmenter la séquestration du carbone dans les sols.* http://www.fao.org/docrep/005/Y2779F/y2779f05.htm#TopOfPage (04/04/2017)

Fisher, M.J., Rao, I.M., Ayarza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J. et Vera, R.R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature, 371*, 236–237.

Gac, A., Deltour, I., Cariolle, M., Dollé J-B. et al. (2010). *GES'TIM : guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre*. Paris : Institut de l'élevage.

Girard, M-C., Walter, C., Rémy, J-C., Berthelin, J. et Morel, J-L. (2011). *Sols et environnement* (2è Ed.). Malakoff : Dunod.

Gobbe, V. (2017). *Recouvrir le sol par le mulching.* http://actu-natpro.be/index.php/2017/03/29/recouvrir-le-sol-par-le-mulching/ (04/04/2017)

Hiel M-P. et al. (2016). Crop residue management in arable cropping systems under temperate climate. Part 2: Soil physical properties and crop production. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ., 20*(S1), 245-256. http://www.pressesagro.be/ojs/index.php/base/article/view/1716/812 (04/04/2017)

Hiel, M-P. et al. (2017). *Impact de la gestion des résidus de culture sur la fertilité des sols et la production agricole. Présentation livre blanc*. http://www.livre-blanc-cereales.be/category/livreblanc/ (04/04/2017)

Jardins familiaux de Chantilly. (2013). *La matière organique : indicateur de fertilité.* https://jardinschantilly.wordpress.com/2013/01/21/la-matiere-organique-indicateur-de-fertilite/ (14/05/17)

Jérôme, E. (2014). *Bilan de carbone d'une prairie pâturée en Région wallonne : effets du climat et de la gestion du pâturage* (thèse de doctorat). Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique.

Johnston, A.E. (1973). The effects of ley and arable cropping systems on the amounts of soil organic matter in the Rothamsted and Woburn Ley arable experiments. *Rothamsted Experimental Station Annual Report for 1972 Part 2*, 131–159.

Jones, C. (2006). *Carbon and Catchments.* http://www.amazingcarbon.com/PDF/JONES-Carbon&Catchments(Nov06).pdf (14/05/17)

Jones, C. (2008). *Liquid carbon pathway unrecognised.* http://www.greenotec.be/medias/files/jones-liquidcarbonpathway-afj-july08-.pdf (04/04/2017)

Kumar, B.M. et Nair, P.K.R. (2011). *Sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges.* In Advances in Agroforestry 8. Dordrecht : Springer Science.

Legrain, X. (2016). *Agriculture de conservation et qualité des sols.* Cours de pédologie, ISIa Huy.

Lettens, S., Van Orshoven, J., Van Wesemael, B., Muys, B. & Perrin, D. (2005). Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology, 11*, 2128-2140.

Leveque, J. (2012). *Géochimie de la MO dans les sols*. http://masterpro-ere.u-bourgogne.fr/sessions/images/stories/M1/M1SE-Geochimie-MO2012.pdf (04/04/2017)

Luxen, P., Godden, B., Limbourg, P. et Miserque, O. (2006). *Le compostage des fumiers, une technique de valorisation des matières organiques en agriculture.* https://agriculture.wallonie.be/apps/spip_wolwin/IMG/pdf/lt3f.pdf (14/05/17)

Morriën, E., Hannula, S.E., Snoek, L.B., Helmsing, N.R., Zweers, H., de Hollander, M., Soto, R.L., Bouffaud, M.L. et al. (2017) Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. *Nature Communnication. 8*, 14349 doi: 10.1038/ncomms14349. http://presse.inra.fr/Communiques-de-presse/biodiversite-sols-restauration-jachere (04/04/2017)

NTF. (2016). *Agroforesterie et haies.* http://ntf.be/agroforesterie-et-haies (19/05/17)

Soussana J.F. et al., (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manage*, *20*, 219-230.

Van Wesemael, B. et Brahy, V. (2013). *La matière organique dans les sols*. http://etat.environnement.wallonie.be/uploads/rapports/parties/chapitres/fiches/SOLS_02.pdf (04/04/2017)