

Université de Montréal

Évaluation du potentiel de séquestration de carbone dans le sol de cultures intensives sur courtes rotations de saules dans le sud du Québec

Par  
Jérémie Lockwell

Département de sciences biologiques  
Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures  
en vue de l'obtention du grade de M.Sc.  
en sciences biologiques

Août 2010

© Jérémie Lockwell, 2010

Université de Montréal  
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Évaluation du potentiel de séquestration de carbone dans le sol de cultures intensives sur courtes rotations de saules dans le sud du Québec

Présenté par :  
Jérémie Lockwell

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Alain Cogliastro  
président-rapporteur

Michel Labrecque  
directeur de recherche

Nicolas Bélanger  
membre du jury

## RÉSUMÉ

Dans la dernière décennie, plusieurs hectares de terre agricole ont été convertis à la culture intensive sur courtes rotations (CICR) de saules dans le sud du Québec (Canada). Peu d'études ont été réalisées afin de déterminer comment se comporte la dynamique du carbone organique ( $C_{org}$ ) dans le sol suivant cette conversion. Nous avons donc comparé la quantité du  $C_{org}$  et de deux pools labiles de carbone (carbone extractible à l'eau chaude et les sucres aminés) entre des CICR en phase initiale d'établissement (1-2 ans) et des parcelles appariées représentant le système de culture qui prévalait avant la transformation en culture de saules (culture fourragère) et d'autres cultures d'intérêt. La même chose a été faite pour une CICR en exploitation (depuis 9 ans) à un autre site. La quantité de  $C_{org}$  du sol n'était pas différente entre les CICR et les parcelles sous culture fourragère. Une plus haute concentration de sucres aminés dans le  $C_{org}$  total des CICR en établissement, par rapport aux autres parcelles sur le même site, permet de soupçonner que les perturbations liées à l'établissement ne mènent pas à une minéralisation accrue du  $C_{org}$  à court terme. La proportion de sucres aminés fongiques, qui diminue théoriquement lors de perturbations, était aussi plus élevée sous la plus jeune culture. Sous la CICR de neuf ans, le  $C_{org}$  était redistribué dans le profil vertical et les pools labiles étaient de plus petite taille (à une profondeur de 20-40 cm) comparativement à une parcelle témoin. La conversion d'une culture fourragère en plantation de saules en CICR n'a pas mené à la formation d'un puits de carbone. L'étude laisse entrevoir qu'un tel puits pourrait être créé si la conversion se faisait à partir d'un aménagement impliquant la culture en rotation de plantes annuelles et des labours.

## MOTS-CLÉS

Séquestration de carbone ; Saule ; Carbone extractible à l'eau chaude ; Sucres aminés, *Salix miyabeana*; Pools de carbone

## ABSTRACT

Over the last ten years, many hectares of short-rotation willow coppice (SRWC) have been established on abandoned agricultural lands in southern Quebec (Canada). However, few studies were conducted to determine if these changes from a conventional crop to SRWC of willows would affect the soil carbon dynamic. A preliminary paired-site study was conducted to assess the impact of this land-use conversion on soil carbon stocks and dynamics shortly after they were established (1-year and 2-year) at one site and after multiple rotations (9-year) at another site. Apart from the total soil organic carbon pool, two labile carbon pools were investigated: the hot-water extractable carbon (HWC) pool and the amino sugars (AS) pool. Willow establishment and exploitation for nine years did not bring any changes in total organic carbon compared to an abandoned hay culture. The mature SRWC displayed a redistribution of TSOC in the vertical soil profile. We also measured a higher proportion of AS, compared to other plots on the same site, in total organic carbon under the 1-year-old SRWC; especially the proportion in AS of fungi origin that theoretically decrease with perturbation intensity. Proportion of AS was also elevated under 2-year-old SRWC. A possible interpretation is that establishment-linked perturbations did not shift carbon dynamic toward an increased mineralization. The mature willow plantation exhibited depletion of HWC and the more labile amino sugar (muramic acid) in the deeper soil layer (20-40cm). This case study shows that conversion from an abandoned hay culture to a SRWC did not create a carbon sink. It was also found that the 9-year old willow plantation contained higher TSOC and had better soil quality than an adjacent short-term no-till crop rotation culture.

## KEYWORDS

Carbon sequestration; Willow, Hot water extractable carbon, Amino sugars, *Salix miyabeana*; Carbon pools

## Table des matières

RESUMÉ.....	iii
MOTS-CLÉS.....	iii
ABSTRACT.....	iv
KEYWORDS .....	iv
TABLE DES MATIÈRES.....	v
LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX .....	ix
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....	x
REMERCIEMENTS .....	xi
 CHAPITRE 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	1
1. INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	2
1.1 CONTENU ET SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS AGRICOLES .....	4
1.1.2 <i>Potentiel de séquestration de carbone dans les sols de CICR</i> .....	7
1.2 LA MATIÈRE ORGANIQUE.....	12
1.2.1 <i>Pertinence de la mesure du carbone organique total</i> .....	13
1.2.2 <i>Pools labiles et pools récalcitrants de matière organique</i> .....	14
1.2.2.1 Le carbone extractible à l'eau chaude .....	16
1.2.2.2 Les sucres aminés .....	17
1.3 PROTECTION ET STABILISATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE.....	19
1.4 EFFETS POTENTIELS DE L'ÉTABLISSEMENT D'UNE CICR SUR LE CARBONE ORGANIQUE DU SOL.....	23
1.4.1 <i>Établissement et labour</i> .....	23
1.4.2 <i>Fertilisation</i> .....	26
1.4.3 <i>Désherbage et couvert végétal</i> .....	27
1.4.4 <i>Choix des espèces et caractéristiques de la rhizodéposition</i> .....	28
 1.5 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE .....	31
1.6 RÉFÉRENCES .....	34
 CHAPITRE 2 PRELIMINARY ASSESSMENT OF SOIL CARBON SEQUESTRATION POTENTIAL OF WILLOWS UNDER SHORT-ROTATION INTENSIVE CULTURE ESTABLISHED ON ABANDONED ALFALFA FIELDS IN SOUTHERN QUEBEC .....	51

2.1 ABSTRACT .....	52
2..1.1 <i>Keywords</i> .....	52
2.2 INTRODUCTION.....	53
2.3 MATERIALS AND METHODS .....	56
2.3.1 <i>Sites description and experimental design</i> .....	56
2.3.2 <i>Sampling methods</i> .....	60
2.3.3 <i>Laboratory analyses</i> .....	60
2.3.3.1 Total soil organic carbon analysis .....	60
2.3.3.2 Hot water extractable carbon analysis.....	60
2.3.3.3 Amino sugar analysis .....	62
2.3.3.3.1 Extraction .....	62
2.3.3.3.2 Sample preparation and derivatization .....	62
2.3.3.4 Calculations and statistical analyses .....	63
2.4 RESULTS AND DISCUSSION .....	64
2.4.1 <i>Total organic carbon</i> .....	64
2.4.2 <i>Hot water extractable carbon</i> .....	69
2.4.3 <i>Amino sugar quantity</i> .....	72
2.4.3.1 Amino sugar to total organic carbon .....	74
2.4.3.2 Amino sugar patterns.....	77
2.5 CONCLUSION.....	81
2.6 ACKNOWLEDGEMENTS.....	83
2.8 REFERENCES .....	84
CHAPITRE 3 CONCLUSIONS GÉNÉRALES .....	93
3.1 CONCLUSIONS GÉNÉRALES .....	94
3.2 RÉFÉRENCES .....	100

## LISTE DES FIGURES

**Chapitre 1.** INTRODUCTION GENERALE

- 1.1 Schématisation des pools principaux de carbone. Tiré et modifié de Lal 2004

5

- 1.2 Diagramme schématique du cycle du carbone dans les sols agricoles. Redessiné à partir d'une étude de Janzen et al. (1997)

15

**Chapitre 2.** PRELIMINARY ASSESSMENT OF SOIL CARBON SEQUESTRATION POTENTIAL OF SHORT-ROTATION INTENSIVE CULTURES OF WILLOW ESTABLISHED ON ABANDONED ALFALFA FIELDS IN SOUTHERN QUEBEC

- 2.1 Schema that represents the succession of treatments and events in the process of a SRWC establishment (Top). Each treatment was sampled simultaneously, using a space for time substitution, in the fall of 2007. Consequently, indicated years only match for the establishment of the 2-year-old SRWC. Relative sampling time for all treatments, i.e. NT alfalfa field (I), buckwheat field (II), 1-year-old SRWC (III) and 2-year-old SRWC (IV), are indicated on the timeline. Granulometry data for the different treatments at the Boisbriand site are also indicated (Bottom).

58

- 2.2 Schema that represents the establishment and subsequent exploitation of a SRWC (Top) and the exploitation of a ST-NT crop rotation (middle). Sampling was done simultaneously, using a space for time substitution, in the fall of 2007. Consequently, indicated years only match for the establishment and exploitation of the 9-year-old SRWC and the exploitation of ST-NT crop rotation, and not for the ABA alfalfa field treatment sampled. Relative sampling time for all treatments, i.e. ABA alfalfa field (I), 9-year-old SRWC (II) and ST-NT alfalfa (III) are indicated on the timelines. Granulometry data for the different treatments at the Huntingdon site are also indicated (Bottom).

59

- 2.3 Mean total soil organic carbon quantity in soil ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, short term no-till alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level. Error bars represent standard deviation of the mean.

65

- 2.4 Mean hot-water carbon quantity in soil ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depth increments (0-20 cm and 20-40 cm) and whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Error bars represent standard deviation of the mean. 69
- 2.5 Mean total amino sugar quantity in soil ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depth increments (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level. Error bars represent standard deviation of the mean. 72
- 2.6 Correlation between total amino sugar ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) and total soil organic carbon ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Correlation coefficient ( $r$ ) is indicated as well as the p-value ( $p$ ). 75
- 2.7 Mean amino sugar proportion to total organic carbon in soil ( $\text{kg t}^{-1}$ ) under no till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, short term no-till alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC, at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in the whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Error bars represent standard deviation of the mean. 76

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Chapitre 2.</b>	PRELIMINARY ASSESSMENT OF SOIL CARBON SEQUESTRATION POTENTIAL UNDER SHORT-ROTATION INTENSIVE CULTURE OF WILLOW ESTABLISHED ON ABANDONED ALFALFA FIELDS IN SOUTHERN QUEBEC	
2.1	Mean individual amino sugar quantity in soil ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: <b>A</b> ) a SRWC establishment site (Boisbriand) <b>B</b> ) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level.	73
2.2	Mean individual amino sugar proportion to total organic carbon in soil ( $\text{kg t}^{-1}$ ) under NT alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: <b>A</b> ) a SRWC establishment site (Boisbriand) <b>B</b> ) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level.	78
2.3	Mean of amino sugar ratio in soil under NT alfalfa fields, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depth increments (0-20 cm and 20-40 cm) and whole soil profile at: <b>A</b> ) a SRWC establishment site (Boisbriand) <b>B</b> ) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level.	78

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ABA.....	abandoned
AS.....	amino sugar
C.....	carbone / carbon
CICR.....	culture intensive sur courtes rotations
cm.....	centimètre/ centimeter
C <sub>org</sub>	carbone organique
CO <sub>2</sub> .....	gaz carbonique / carbon dioxide
GalN.....	Galactosamine
GlcN.....	glucosamine
ha.....	hectare
HWC.....	hot water extractable carbon
ml.....	milliliter
MO.....	matière organique
MurA.....	muramic acid
NT.....	no-till
SOM.....	soil organic matter
ST-NT.....	short term no-till
SRWC.....	short rotation willow coppice
t.....	tonne / ton
t C <sub>org</sub> ha <sup>-1</sup> .....	tonne de carbone par hectare/ ton of organic carbon per hectare
t C <sub>org</sub> ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> .....	tonne de carbone organique par hectare par an
t SOC ha <sup>-1</sup> .....	Total soil organic carbon
SOC.....	Soil organic carbon
t HWC ha <sup>-1</sup> .....	ton of hot water extractable carbon per hectare
t TSOC ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> .....	ton of total soil organic carbon per hectare per year
TSOC.....	total soil organic carbon

## REMERCIEMENTS

Je tiens avant tout à remercier monsieur Michel Labrecque de m'avoir confié ce projet et m'avoir fait entrevoir le monde de la recherche. Merci à Jean Theodorescu de m'avoir aidé à démarrer ce projet et à Stéphane Daigle pour m'avoir aidé avec les statistiques. Je tiens tout particulièrement à remercier monsieur Martin Chantigny du centre de recherche et développement sur les sols et les grandes cultures à Québec pour m'avoir ouvert très généreusement les portes de son laboratoire. Dans la même lignée, je voudrais remercier monsieur Marc Lucotte et madame Sophie Chen de l'UQAM ainsi que madame Marie-Claude Turmel de l'UDM. Ensuite, les membres du centre de recherche sur les végétaux pour l'environnement et l'aménagement urbain à Boisbriand m'ont été d'une aide précieuse et je les en remercie. Mes remerciements s'adressent également au programme de recherche et de développement énergétiques (PRDE) pour le financement de cette étude. Grand merci à Maxime Loutfi et Tatiana Lokis pour leur aide et conseils. Pour finir, je voudrais offrir un grand merci à ma famille pour m'avoir épaulé pendant mes études et particulièrement à mon père, Luc Lockwell, qui a été d'une aide inestimable dans ce projet.



# **Chapitre 1**

## **INTRODUCTION GÉNÉRALE**

## 1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les cultures intensives sur courtes rotations (CICR) d'arbres à croissance rapide sont des aménagements forestiers, sur terres agricoles, qui suscitent un intérêt grandissant aux quatre coins du monde dû à leur grande versatilité d'usages pratiques. Plusieurs espèces arbustives ou arborescentes peuvent se prêter à ce type de culture telle que le peuplier hybride, l'aulne, l'eucalyptus et le saule dont la culture en CICR est mondialement répandue (Jørgensen et al. 2005, Sartori et al. 2006). La biomasse qui est issue des tiges plantées à haute densité et recépées sur des cycles de moins de cinq ans (Perttu 1998, Verwijst 2001) est généralement destinée à la production d'énergie (Lemus et Lal 2005). La matière ligneuse des tiges peut également être utilisée par l'industrie du bois comme une source de matière première pour maintes utilisations (Sean et Labrecque 2006). Les tiges de saules peuvent aussi être utilisées pour la construction de murs anti-bruits vivants sur les abords d'autoroutes (Labrecque et Teodorescu 2005), ou encore dans des projets de stabilisation végétale de sols pour contrer l'érosion en zones riveraines (Fortier et al. 2010). De plus, comme les CICR peuvent être établies en périphérie des milieux habités, elles permettent de réduire les coûts de transport, de participer au développement des zones rurales et d'alléger les pressions de coupes sur les forêts naturelles (Mann et Tolbert 2000, Hillring 2002, Dickmann 2006). Les saules sont aussi utilisés en phytoremédiation alors que l'on exploite leur capacité à stocker physiologiquement des polluants, à réduire la mobilité dans le sol de certains autres par divers mécanismes (Robinson et al. 2000, Bissonnette et al. 2010) et à s'établir facilement sur des terres pauvres et marginales (Sartori et al. 2006). Par ailleurs, la fertilisation des CICR de saules peut se faire à l'aide de déchets, comme les boues industrielles et municipales (Labrecque et al. 1994a, 1995) ou des lisiers de porc, qui peuvent ainsi être valorisés (Roygard et al. 1999, Jørgensen et al. 2005, Lteif et al. 2007). Enfin, la CICR peut servir, en conjonction ou non avec les usages nommés, à embellir le paysage visuel de lieux dégradés ce qui pourrait permettre au public de se réapproprier certains espaces.

Au Québec, le début des recherches sur la CICR remonte à environ quinze ans. Celle-ci offre aujourd'hui une option viable pour remettre en culture une abondante quantité de terres agricoles marginales et de terres de ferme délaissées (Labrecque et

Teodorescu 2005). À ce jour, on évalue que près de 200 hectares de CICR de saules ont déjà été établis au Québec en partie grâce aux travaux et recherches du laboratoire de Michel Labrecque de l’Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) du Jardin botanique de Montréal (Labrecque, communication personnelle). Ces recherches ont permis d’identifier deux clones de *Salix miyabeana*, SX64 et SX67, comme les plus productifs, toutes zones climatiques confondues (Labrecque et Teodorescu 2005). Le principal modèle qui sous-tend les recherches est l’exemple des pays scandinaves, particulièrement la Suède, qui exploite des CICR de saules depuis les années 70. À cette période, la crise du pétrole avait été l’un des moteurs pour justifier l’émergence de cette pratique forestière (Sirén et al. 1987, Mirck et al. 2005). L’exploitation de CICR à des fins énergétiques a connu en Suède une véritable expansion jusque dans les années 90 grâce à des subventions gouvernementales et à un avantage compétitif face aux combustibles fossiles, alors lourdement taxés. Cette situation particulière a duré jusqu’à la fin des années 90. Par la suite, les appuis gouvernementaux ont été remis en question ce qui a conduit à un certain ralentissement du développement des cultures énergétiques de saules (Rosenqvist et al. 1999).

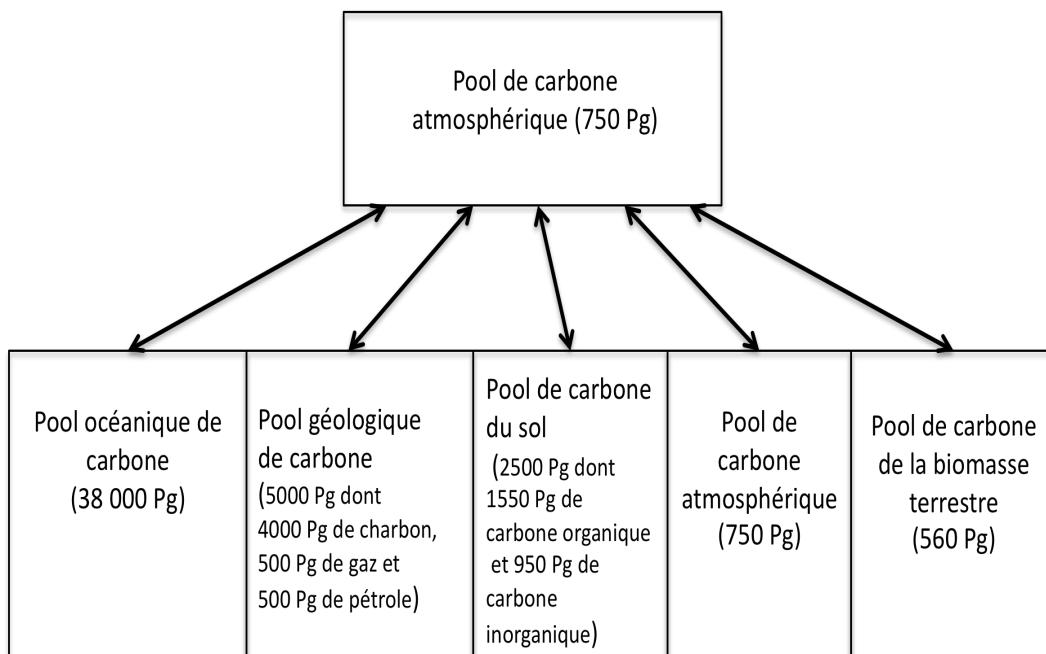
L’intérêt actuel renouvelé envers les CICR, notamment en Amérique du Nord, repose beaucoup sur l’épuisement anticipé des combustibles fossiles et la nécessité d’acquérir une sécurité et une autonomie énergétiques dans un futur rapproché (de Neergaard et al 2002, Volk et al. 2006, Laird 2008). Cet intérêt résulte aussi de la volonté des pays du G20 à réduire les émissions de gaz à effet de serre et à trouver des sources d’énergie alternative (Volk et al. 2004). Les CICR de saules deviennent ainsi intéressantes dans ce contexte d’abord parce que la biomasse produite peut pratiquement être considérée comme provenant de source renouvelable et que sa conversion en énergie peut se faire à l’aide de la technologie actuelle. De nombreuses études ont démontré que le bilan en émission de carbone (C) était neutre si l’on considère que les quantités de gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ) émises pendant la combustion de la biomasse sont compensées par l’absorption de quantités similaires par les plantes en croissance (Zan et al. 2001, Janzen 2004, Volk et al. 2004, Sims et al. 2006). Un autre fait est également à considérer : lorsque la biomasse de saule est utilisée pour faire de l’énergie, c’est autant de combustible fossile qui ne l’est pas. Ceci représente un atout intéressant pour ce type de culture dans le cas d’une économie du carbone. Dans celle-ci, les producteurs pourraient augmenter leurs revenus par la vente de

crédits de C obtenus par la gestion de plantations énergétiques, à des industries dont les activités entraînent des émanations de gaz à effet de serre. En outre, un avantage majeur de l'approche dont il est ici question est que, dans certaines conditions, ces plantations peuvent jouer sur le cycle du carbone en faisant en sorte que le carbone de leurs résidus végétaux soit séquestré dans la matrice minérale du sol (Hansen 1993, Zan et al. 2001, Lemus et Lal 2005, Sartori et al. 2006). Comme le carbone de la biomasse végétale est issu de celui du gaz carbonique atmosphérique, les CICR peuvent donc être aménagées pour devenir des puits capables de séquestrer une part du surplus de gaz à effet de serre. Ceci pourrait conférer aux plantations énergétiques un avantage par rapport aux autres avenues énergétiques, telles que l'énergie solaire, l'énergie éolienne et le nucléaire, qui n'offrent pas ce pouvoir de séquestration de carbone (Lehmann 2007).

## 1.1 CONTENU ET SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS AGRICOLES

Le C dans le sol se retrouve sous deux formes : organique et inorganique. Le carbone inorganique se retrouve dans les minéraux de carbonate, telles la calcite ou la dolomie. La quantité de ce dernier dans le sol peut être affectée par les pratiques d'aménagement, plus particulièrement l'irrigation et la formation associée de carbonates secondaires (Nordt et al. 2000, Lal 2009). Cette forme de carbone se retrouve surtout dans les sols de milieux arides (Lal 2007). Le carbone organique ( $C_{org}$ ), lui, se retrouve au sein de la matière organique (MO) du sol. Bien que sa concentration dans celle-ci varie, plusieurs ouvrages considèrent que le  $C_{org}$  constitue environ 58 % de la matière organique (Lal 2004). La décomposition et l'accumulation de la MO dans les sols se font de façon concomitante. Un sol, sous un aménagement donné, possède un équilibre qui lui est propre où le taux d'accumulation et de minéralisation de la MO sont égaux. Avec cet équilibre, le sol d'un aménagement agricole ou forestier contient une quantité plus ou moins fixe de  $C_{org}$  (Haynes 2005). Une perturbation dans le système sous forme de changement d'aménagement ou de pratique agricole peut rompre cet équilibre. La quantité de  $C_{org}$  dans le sol fluctue alors à la hausse ou à la baisse jusqu'à l'atteinte d'un nouvel équilibre auquel correspond une nouvelle quantité de carbone. Un sol sous un certain type d'aménagement possède une quantité de  $C_{org}$  actuelle, atteignable et potentielle (Sartori et al. 2006). La quantité actuelle est celle qui est présente et mesurable sous l'aménagement. La quantité

atteignable représente la quantité de  $C_{org}$  possible une fois que l'aménagement est effectué d'une façon à optimiser l'accumulation de cet élément dans le sol et minimiser sa décomposition. Celle-ci est principalement dépendante de deux variables: la production primaire (patron d'allocation de la biomasse, quantité et qualité d'entrées de litière) et le climat (température et humidité du sol). Enfin, la quantité potentielle est le maximum théorique de  $C_{org}$  que peut contenir un sol donné et est donc principalement déterminée par les caractéristiques de sa matrice minérale (minéralogie, texture, etc.) et, encore une fois, du climat (Lal 2004).



**Figure 1.1 : Schématisation des pools principaux de carbone.** Tiré et modifié de Lal 2004

Selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC 2001), il y séquestration de  $C_{org}$  quand une quantité de cet élément est enfermée de façon stable dans tout compartiment autre que l'atmosphère. Ce compartiment devient alors un puits de carbone. L'ensemble du  $C_{org}$  dans le premier mètre de sol à l'échelle de la planète s'estime à 1500-1550 pétagrammes (Pg) (Eswaran et al. 2000, Jobbágy et Jackson 2000) soit le double du  $C$  atmosphérique (750 Pg) (Schlesinger 2000, Janzen 2004) et est potentiellement sensible aux modifications dans la gestion des terres (Haynes 2005, Baker et al. 2007). La Figure 1.1 représente les pools principaux de carbone au niveau planétaire.

Jusqu'en 1950, la quantité d'émission de CO<sub>2</sub> due à la culture des sols et aux changements d'aménagements des terres dépassait celle émise par les combustibles fossiles (Lal 2004, 2008). Aujourd'hui, il est estimé que les sols arables mondiaux ont perdu, en moyenne, 30 % de leur C<sub>org</sub> initial (Post et Kwon 2000). En effet, à travers la déforestation, le pâturage et l'agriculture, la structure du sol (agrégats et autres éléments structurels) peut être affaiblie et sa MO est alors plus exposée à des procédés oxydatifs (Follett 2001). Il en résulte une minéralisation de la MO plus importante que son accumulation et un dégagement de C, sous forme de CO<sub>2</sub>, auparavant enfermé dans le sol. Ces changements dans l'intégrité structurale du sol sont souvent couplés avec de faibles retours de substrat végétal au sol par rapport à ceux des écosystèmes naturels, ce qui engendre des pertes de carbone (Laganière et al. 2010). Dans les sols canadiens, la perte de C<sub>org</sub> dans les 30 premiers centimètres (cm) de sol est estimée à 770 mégatonnes, soit à une perte de 15 à 35 % du niveau précolonial (Dumanski et al. 1998). Cependant, comme la matrice minérale du sol reste intacte en absence d'érosion, il est également possible d'induire certains changements par des aménagements qui entraîneraient une hausse de la concentration de C<sub>org</sub> dans le sol jusqu'à son niveau initial (Smith 2004, Wander et Nissen 2004, Janzen 2006). Dans des aménagements agricoles exploités intensivement selon des pratiques agricoles favorisant la séquestration, la quantité de C<sub>org</sub> du sol pourrait éventuellement excéder celle retrouvée dans des écosystèmes naturels. Par contre, cette possibilité repose encore que sur des évidences empiriques (Six et al. 2002).

Chaque Pg de C<sub>org</sub> séquestré dans le sol correspond à une baisse du CO<sub>2</sub> atmosphérique de 0,47 ppm (Lal 2007). À titre de référence, la concentration du CO<sub>2</sub> atmosphérique augmente présentement de 1,5 ppm / an et est passée de 280 ppm en 1750 à 379 ppm en 2005 (IPCC 2001, WMO 2006). Les terres agricoles mondiales pourraient stocker quelque 60 Pg de C<sub>org</sub> de plus sous forme de MO si l'on réussissait, par des aménagements judicieux, à leur faire retrouver leur quantité initiale de C<sub>org</sub> (240 Pg) (Harrison et al. 1993, Sartori et al. 2006). Un effort de séquestration concerté au niveau global amènerait un taux de séquestration de 0,9 Pg de C<sub>org</sub> par année. Ceci mitigerait qu'une fraction des émissions de CO<sub>2</sub> annuelles et ne pourrait être maintenu que pendant un demi-siècle puisque le pool du sol a une capacité limitée. La création de puits de carbone dans le sol devient donc une solution d'urgence au problème du réchauffement planétaire en attendant l'avènement d'alternatives majeures aux combustibles fossiles (Lal 2004). La

séquestration de C<sub>org</sub> dans le pool du sol offre, à notre époque, un meilleur rapport coût/bénéfice par rapport aux autres options viables de créations de puits de carbone, par exemple la séquestration dans le pool océanique et la séquestration dans le pool géologique (Battelle 2000).

### *1.1.2 Potentiel de séquestration de carbone dans les sols de CICR*

Dans les plantations énergétiques, le pool de MO dans le sol est principalement maintenu par le renouvellement (« turnover ») des racines fines, par la présence de matériel de plantes sénescentes interagissant avec la matrice du sol (perte des feuilles, exsudats de racines, etc.), par la présence de biomasse et de nécromasse microbienne et par l'addition d'engrais organique. Théoriquement, les CICR de saules s'avèrent une façon efficace de séquestrer de grandes quantités de C<sub>org</sub> pour de multiples raisons. Premièrement, les saules sont des plantes décidues pérennes qui, lorsque cultivées en CICR, fournissent annuellement une grande entrée de matière végétale par la litière de feuilles qui tombent au sol. Ensuite, on reconnaît que les saules possèdent un vaste réseau de racines fines qui s'établissent tôt (Rytter et Hansson 1996) et se renouvellent sur un cycle court d'environ un an (Nadelhoffer et al. 1985). Or, le « turnover » des racines fines est un mécanisme majeur d'accumulation de C<sub>org</sub> dans le sol (Pregitzer et al. 2000). Ces mêmes racines fines élaborent des exsudats carbonés et leur renouvellement s'accélère suivant les recepages (Zan et al. 2001). Enfin, le travail de la terre recommandé selon la pratique des CICR est très léger se résumant souvent à un labour initial et à l'utilisation de machinerie que lors des récoltes à tous les trois ans en fin de saison. Ceci se fait souvent sur le sol gelé minimisant ainsi les perturbations sur la structure du sol (Lemus et Lal 2005). Les études cherchant à voir si la CICR est propice à une séquestration de C<sub>org</sub> ont souvent été réalisées en comparant la quantité de C<sub>org</sub> dans le sol d'une culture d'un certain âge avec le sol d'un terrain adjacent représentant l'aménagement initial sur lequel il y a eu l'établissement (Sartori et al. 2006). Ce type d'étude peut avoir un certain poids, malgré la pseudoréplication, quand les parcelles ainsi comparées sont judicieusement choisies selon des prémisses claires telles qu'un historique de culture similaire et/ou un même type de sol (Richter et Markewitz 2001).

Il semble y avoir un manque de consensus dans la littérature à l'égard du potentiel réel de séquestration des CICR de plantes ligneuses ou d'autres types de plantation énergétique. La CICR de saule a très peu été étudiée en ce qui a trait à son potentiel de séquestration de  $C_{org}$  dans le sol. Une étude effectuée sur un site dans l'État de New York pendant quatre ans n'a dénoté aucun changement dans une plantation de saule établie sans labour dans le profil de 0-60 cm par rapport à des parcelles adjacentes supportant une végétation non ligneuse depuis une décennie. Toutefois, une réduction du  $C_{org}$  lié aux particules de sable a été observée parallèlement à une augmentation du  $C_{org}$  lié aux particules de limon et de silt (Ulzen-Appiah et al. 2000). Toujours dans l'État de New York, Park (1996) a remarqué une quantité de  $C_{org}$  plus élevée dans le sol de parcelles sous prairie que de parcelles sous CICR de saule âgées de 6-7 ans. À leur tour, les parcelles sous CICR contenaient plus de carbone que des parcelles adjacentes sous culture de maïs. Une étude effectuée au Québec sur plusieurs sites, près de Montréal, a mis en évidence un taux moyen de séquestration élevé de l'ordre de 4,5 tonnes de  $C_{org}$  par hectare par an ( $t\ C_{org}\ ha^{-1}\ an^{-1}$ ) dans l'horizon 0-60 cm après 4 ans de culture de saules en comparaison à des champs agricoles abandonnés (Zan et al. 2001). Dans le nord de l'Allemagne, Kahle et al. (2010) ont observé le comportement du  $C_{org}$  sous des plantations de saules et de peupliers en CICR, toutes deux âgées de 15 ans et sous rotations de 3 ans et 6 ans, par rapport à celui d'une culture de plantes agricoles annuelles. Pour le saule, leurs résultats démontrent une séquestration de  $C_{org}$  notable surtout en surface (0-30 cm). Une séquestration substantielle de carbone a aussi été dénotée dans la culture de peuplier, mais celle-ci se situait plus profondément dans le sol (30-60 cm). Dans cette étude, les auteurs ont aussi démontré que la rotation de six ans engendrait une séquestration de C d'une plus grande envergure que celle de trois ans. Aucun travail n'a été recensé où l'on faisait l'étude de la variation de  $C_{org}$  très tôt suite à l'établissement d'une CICR de saules à partir d'un autre type d'aménagement. On ne trouve également que très peu d'études traitant de la séquestration de  $C_{org}$  mesurée à partir de plantations âgées de plus de quatre ans.

Le peuplier a été, lui, plus étudié. À ce propos, Hansen (1993) a conduit une étude sur des sites situés dans le nord central des États-Unis sur des cultures intensives de peupliers âgés de 12 à 18 ans en comparaison de sites adjacents sous culture de plantes annuelles sarclées ou sous prairie. Il a mis en évidence un taux de séquestration net moyen de  $1,63\ t\ C_{org}\ ha^{-1}\ an^{-1}$  (0-100 cm de profondeur), démontrant aussi un patron de perte de

$C_{org}$  à l'établissement suivi d'une augmentation graduelle. Une autre étude (Grigal et Bergeson 1998) portant sur la culture de peupliers au Minnesota aux États-Unis n'a trouvé aucune différence dans le profil 0-100 cm sur une période de 6 à 15 ans en comparaison à divers types d'aménagement (prairie, culture de foin, culture de blé et culture de maïs). Encore une fois dans le nord central des États-Unis, Coleman et al. (2004) ont effectué une étude sur 27 sites impliquant des plantations de peupliers âgés de 3 à 135 mois en comparant leurs données avec celles de terrains adjacents variés. La seule tendance claire que semble mettre en évidence cette étude est une légère augmentation de  $C_{org}$  suivant les 40 premiers mois de plantation dans le profil 0-128 cm suivi de baisses ou d'augmentations de  $C_{org}$  de façon inconsistante par la suite. Enfin, Mao *et al* (2010) se sont attardés à une chronoséquence de peupliers dans le nord-est de la Chine. Les échantillons ont été relevés sur une profondeur de 100 cm. Les auteurs décrivent une accumulation graduelle de  $C_{org}$ , à des profondeurs de 45-60 cm, survenue suite au boisement de terres agricoles marginales cultivées de façon conventionnelle (labour, irrigation, fertilisation) depuis plus de 100 ans. Plus profondément, de 60-100 cm, le sol a connu une perte graduelle suivie d'une accumulation. Globalement (0-100cm), une perte de carbone suivie d'un retour au niveau initial après 15 ans et d'une accumulation au-delà de celui-ci ont été remarquée. Dans cette même étude, le taux de séquestration de carbone a été estimé à 0.95 tonne par hectare par an.

Finalement, Jug et al. (1999) ont décelé dans leurs études que le boisement de terres cultivées avec un mélange de trembles, de saules et de peupliers en Allemagne provoquait un gradient de  $C_{org}$  après 7 à 10 ans, avec une plus forte concentration de  $C_{org}$  en surface et une plus faible en profondeur. Selon eux, la MO aurait connu une période de minéralisation accélérée dans le profil de 20-30 cm, suivie par une phase, plus tardive, d'accumulation de  $C_{org}$  en surface. Un site sur trois présentait une augmentation nette de  $C_{org}$  (20 %). Par contre, ils ont remarqué, à l'inverse, une minéralisation importante quand le boisement se faisait sur une prairie naturelle, menant à une concentration moins élevée de  $C_{org}$  après 7 ans.

Des cultures d'espèces herbacées sont également exploitées dans le but de fournir de la biomasse pour la production d'énergie. Parmi celles-ci, le panic érigé (*Panicum virgatum*) a été identifié comme une des espèces pouvant fournir le plus de biomasse et

connaît, en Amérique du Nord, un intérêt grandissant (Samson et Omelian 1994, McLaughlin et al. 1996, Bransby et al. 1998, McLaughlin et Kszos 2005). L'atout principal de cette espèce est son système de racines très profondes, pouvant atteindre au-delà de 3 mètres (Tufekcioglu et al. 1999). Ceci favoriserait une accumulation de C<sub>org</sub> plus en profondeur, là où les conditions d'humidité et de température sont plus stables et où la décomposition risque d'être plus lente (Kruse et al. 2004, Liebig 2005). Avec les plantes herbacées comme le panic, la totalité de la biomasse aérienne est récoltée et utilisée pour la production d'énergie, limitant par le fait même l'accumulation de MO en surface. Ce type d'aménagement démontre donc, le plus souvent, un patron de séquestration plus profondément dans le sol que les autres plantations énergétiques. Ainsi une étude (Frank et al. 2004) sur le panic érigé, effectuée dans le nord des grandes plaines américaines, a décelé une augmentation de C<sub>org</sub> d'une plus grande intensité à une profondeur au-delà de 30 cm dans le sol. Ces mêmes auteurs rapportent une hausse de 10,1 t C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (0-90 cm) par rapport à la quantité de C<sub>org</sub> à l'établissement de la culture jusqu'à la fin de l'étude, soit après un peu plus de trois saisons de croissance. De façon similaire, une autre étude (Liebig et al. 2005) a mis en évidence une hausse (envergure non spécifiée) du C<sub>org</sub> dans le profil 0-120cm. Cette étude portait sur des cultures de panic érigé âgées de 2 à 100 ans établies dans le nord des grandes plaines américaines sur divers types de sol et pour lesquelles les témoins étaient des cultures adjacentes de plantes annuelles sarclées. La séquestration se retrouvait généralement aux alentours de 0-5 cm ainsi qu'à 30-90 cm de profondeur. Dans une étude de Ma et al. (2000a), en Alabama aux États-Unis, des accroissements du C<sub>org</sub> de 44,8 % et de 28,2 % ont été remarqués sous une culture de panic érigé de 10 ans dans les intervalles de profondeur allant de 0-15 cm à 15-30 cm, respectivement, par rapport à un sol en jachère. En revanche, d'autres études (Ma et al. 2000 b, Garten et Wullschleger 1999, 2000) n'ont démontré aucune séquestration mesurable de C<sub>org</sub> dans les cinq ans suivant l'établissement d'une culture de panic érigé.

En somme, une revue de littérature effectuée par Sartori et al. (2006) énonce, que pour la CICR d'espèces ligneuses, un taux de séquestration de C<sub>org</sub> du sol de 0 à 1,6 t C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> est envisageable, alors que pour les cultures d'espèces herbacées, on estime que ce taux varierait entre 0 à 3 tonnes par hectare par an. Les auteurs relèvent également plusieurs études (Hansen 1993, Bashkin et Binkley 1998, Paul et al. 2002) démontrant qu'il y a souvent une baisse de la quantité de C<sub>org</sub> du sol à l'établissement. Par la suite, la quantité de

$C_{org}$  augmente jusqu'à un retour au niveau préétablissemement environ une dizaine d'années plus tard. Ensuite, un accroissement au-delà de la quantité initiale est possible sous certaines conditions. La perte, subséquente au changement d'aménagement, est généralement rapide (Sartori et al. 2006). Elle peut être attribuée au fait que les pousses de la nouvelle plantation fournissent une faible quantité de résidus végétaux puisqu'elles consacrent une grande part de leur production primaire à l'acquisition de biomasse. Par exemple, les plantes nouvellement établies développent prioritairement leurs racines structurelles. Or, ces dernières ont une longue durée de vie et fournissent, initialement, très peu de résidus végétaux (Polglase et al. 2000). Les racines fines, qui seront favorisées plus tard, ont un « turnover » rapide qui agit comme une entrée majeure de matériel végétal (Pregitzer et al. 2000). Suite à l'établissement, la minéralisation microbienne est aussi plus rapide qu'auparavant. En effet, le travail lié à l'établissement (labour, utilisation de machinerie, etc.) peut perturber la structure du sol. Celle-ci joue un grand rôle dans la protection de plusieurs pools de  $C_{org}$  et prendrait un certain temps à se reformer après une perturbation du sol (Sartori et al. 2006). Une faible accumulation de résidus carbonés et un grand taux de décomposition de ces derniers font en sorte que le sol perd de son capital en carbone organique. Le  $C_{org}$  du sol ne pourra réaugmenter, après la perte, que lorsque la quantité de résidus végétaux atteignant le sol redeviendra comparable à celle présente sous l'aménagement précédent et lorsque les mécanismes de stockage du  $C_{org}$  du sol se seront rétablis. Tout ceci explique pourquoi qu'un puits de carbone sous une CICR peut prendre plusieurs années à se former suite à l'implantation de cet aménagement. Dans des systèmes de boisement moins intensivement aménagés que les CICR jusqu'à 50 ans peuvent séparer l'établissement et le point de compensation où la quantité de  $C_{org}$  revient au point initial (Huntington 1995).

Il semble y avoir plusieurs points de vue selon les auteurs : certains croient que le bénéfice associé aux CICR viendrait de la séquestration potentielle de C au niveau du sol (Zan et al. 2001). D'autres soutiennent que les efforts devraient être plutôt mis pour engendrer une séquestration de  $C_{org}$  dans la biomasse aérienne (Schlesinger et Lichter 2001). D'autres encore (Coleman et al. 2004) croient que les CICR n'offrirait un potentiel de séquestration de  $C_{org}$  dans le sol que lorsqu'elles sont utilisées pour créer un effet stabilisateur contre l'érosion. Ceci limiterait les pertes de la MO liée aux particules minérales. Ensuite, plusieurs (Bransby et al. 1998, Lemus et Lal 2005, Laganière et al.

2010) sont d'avis que les plantations énergétiques ne peuvent fournir un potentiel de séquestration de C<sub>org</sub> dans le sol que lorsqu'elles remplacent des cultures de plantes annuelles sarclées, ces cultures se caractérisant par l'épuisement particulier du carbone organique. Ainsi, il y a probablement un plus grand écart entre la concentration de C<sub>org</sub> actuelle de ces sols et celle atteignable par un aménagement en CICR. Dans ce cas, une séquestration d'une plus grande envergure et plus rapide est souvent remarquée lors du changement d'aménagement (Sartori et al. 2006). Quelques autres auteurs expriment la crainte que les CICR puissent accaparer des sols, de l'eau et d'autres ressources non renouvelables qui devraient, d'une façon plus sage, être réservés pour la production alimentaire. Par exemple, Lal (2009) suggère qu'il est plus prudent d'obtenir la biomasse pour la production d'énergie à partir d'algues que l'on ferait croître dans des bioréacteurs.

Apparemment, diverses études menées pour évaluer l'impact de changements d'exploitation d'un site sur le contenu en carbone sont imprécises et parfois contradictoires. On peut imaginer que plusieurs facteurs (le type sol, le climat, les espèces en cause, l'âge des plantes, les pratiques culturales, etc.) interagissent et influencent les résultats observés. Ceci justifie d'autant plus la réalisation de la présente étude.

## 1.2 LA MATIÈRE ORGANIQUE

La MO s'exprime le plus souvent en quantité de N ou en quantité de C<sub>org</sub> dans le sol et constitue généralement 5-10% de la masse de ce dernier (Haynes 2005). La MO est formée d'un continuum hétérogène de matières carbonées allant de composés de plantes fraîches jusqu'à des composés humiques inertes en passant par les résidus microbiens (Stevenson 1994, Baldock et Nelson 1999). Elle inclut également la biomasse des microorganismes et de la faune ainsi que leurs produits métaboliques et les substances synthétisées lors de réactions chimiques ou microbiennes touchant le substrat (Post et Kwon 2000, Lal 2007).

Une augmentation de la quantité de carbone dans les sols n'a pas que pour avantage la mitigation des gaz à effet de serre ; elle peut aussi mener à une plus grande production

agricole. La présence de C<sub>org</sub> dans le sol influence plusieurs de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques (Haynes 2005). Un sol plus riche en MO possède souvent une meilleure structure, une plus grande capacité d'échanges cationiques, une meilleure capacité à fournir les nutriments aux plantes grâce à une réduction du lessivage, une plus grande biodiversité, une plus grande résilience aux contaminants grâce à un effet tampon sur le pH, une plus grande porosité, une meilleure rétention et infiltration d'eau et une résistance à la compaction. Le travail mécanique du sol se fait plus facilement, il est moins susceptible à l'érosion et il se réchauffe plus tôt au printemps grâce à une hausse de l'albédo (Carter et Stewart 1996, Lal 2004, Khan 2007, Lal 2009, Böhm et al. 2010). Une baisse du C<sub>org</sub> du sol sous un certain seuil pourrait compromettre les mécanismes contrôlant les cycles des nutriments ainsi que la structure et le régime hydrique de celui-ci, ce qui ferait en sorte que la production végétale serait de plus en plus dépendante de l'application d'engrais, du labour et de l'irrigation (Loveland et Webb 2003). La qualité de l'eau souterraine ou de surface serait également compromise puisqu'il y aurait de plus grands risques d'érosion et une moins grande rétention des nutriments pouvant mener à la contamination de l'eau par les sédiments et les lixiviats (Laird 2008, Ghani et al. 2003). Ainsi, le contenu en MO serait l'indicateur principal de la productivité d'un sol (Allison 1973, Campbell 1978, Liu et al. 2006) et un indice majeur de sa qualité. La qualité d'un sol peut être définie comme sa capacité à fonctionner dans les limites de l'écosystème, à maintenir sa productivité biologique, à conserver la qualité de l'environnement et à promouvoir la santé animale et végétale (Haynes 2005).

#### *1.2.1 Pertinence de la mesure du carbone organique total*

Plusieurs ouvrages dans la littérature semblent questionner la validité d'utiliser la mesure du C<sub>org</sub> total comme seul élément pour déceler une séquestration ou une diminution de la quantité de cet élément dans le sol. Dans ceux-ci, on souligne que la concentration de fond du C<sub>org</sub> dans un sol est déjà très haute (Gregorich et al. 1994). Il est donc difficile de discerner de ce bruit de fond une différence à court ou moyen terme qui serait induite par des changements dans l'aménagement agricole (Haynes et Beare 1996). En plus, les changements de C<sub>org</sub> total dans le sol se font, généralement, lentement et graduellement (Sparling et al. 1998, Ulzen-Appiah 2000). Ensuite, on considère de plus en plus que la

MO est perçue comme non homogène et plutôt comme un continuum composé de plusieurs pools de C<sub>org</sub> dans le sol qui ne réagissent pas tous de la même façon aux perturbations et qui ont des temps de résidence et de renouvellement très différents (Ghani et al. 2003, Haynes 2005). Pour mieux comprendre la dynamique de celle-ci, différents pools de carbone ont été identifiés. Ceux-ci sont obtenus par des méthodes de fractionnement physique, biologique ou chimique (Mathers et al. 2000, Post et Kwon 2000, McLauchlan et Hobbie 2004). Les deux grands groupes de pools de carbone sont les pools récalcitrants et les pools labiles.

### *1.2.2 Pools labiles et pools récalcitrants de matière organique*

Lorsqu'une entrée de litière se fait dans le sol, la majorité est rapidement décomposée par la faune et les microorganismes du sol. Une grande partie (environ 70 %) du C<sub>org</sub> est largué dans l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub> (Jenkinson et al. 1991) issu de la respiration des décomposeurs. Lors de la décomposition ou de la transformation microbienne, les molécules restantes de MO peuvent se doter de cycles aromatiques, de poids moléculaires plus élevés ou d'autres particularités architecturales qui affectent l'efficacité et/ou le type d'enzymes capables de les minéraliser (Davidson et Janssens 2006). En théorie, il existe une chaîne de transformations (condensations et complexations) dans le sol qui mène éventuellement à des systèmes complexes de pseudomacromolécules formés par des amas de petites molécules et dérivants des résidus de la décomposition des plantes et ceux de la biomasse microbienne. Ces petites molécules sont liées par des interactions hydrophobes et par des liaisons hydrogènes (Piccolo 2002, Six et al. 2002). C'est ce qu'on appelle les substances humiques. Ces substances, formant environ 70 à 80 % de la MO dans les sols minéraux, sont très stables et donc très peu affectées par des perturbations intermédiaires, telles que des changements dans l'aménagement agricole (Haynes 2005). Leur renouvellement dans le sol s'estime en siècles ou en millénaires (Lützow et al. 2006). Cette fraction n'a jusqu'à présent jamais pu être isolée par quelconque type de méthode de fractionnement (Post et Kwon 2000).

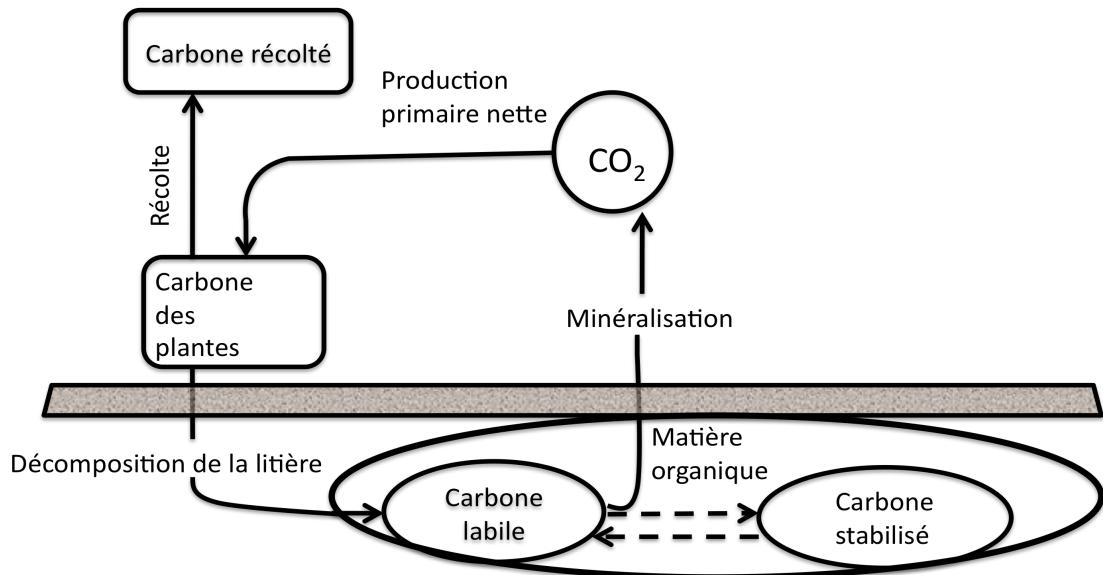


Figure 1.2 : diagramme schématique du cycle du carbone dans les sols agricoles. Redessiné à partir d'une étude de Janzen et al. (1997)

À l'opposé du continuum, certains pools de C<sub>org</sub> sont identifiés comme étant labiles puisqu'ils sont facilement décomposables. Ceux-ci forment une petite proportion du C<sub>org</sub> total dans le sol. Néanmoins, ce sont ces pools de C<sub>org</sub> qui ont un effet important sur la stabilité structurelle du sol et qui fournissent les nutriments (Haynes et Beare 1996, Janzen et al. 1997, Loveland et Webb 2003). En somme, c'est la fraction biologiquement active du C<sub>org</sub> et celle qui est la plus disponible aux microorganismes. Son taux de renouvellement est rapide et évalué à moins de 10 ans (Janzen et al. 1997). Le C<sub>org</sub> labile est également la fraction sur laquelle se répercutent beaucoup plus rapidement les changements induits par l'aménagement alors que ceux-ci ne peuvent être mesurables sur le C<sub>org</sub> organique total qu'à beaucoup plus long terme (Campbell et al. 1999, Graham et al. 2002). Les pools tirés de cette fraction peuvent donc servir d'indicateurs précoce permettant de déterminer si un changement de pratique agricole ou une conversion d'aménagement entraînerait la formation d'un puits ou d'une source de carbone organique relativement aux conditions antérieures. La persistance des pools labiles dans le sol est très dépendante de la structure du sol et de certains mécanismes stabilisateurs qui les protègent et sans lesquels ils sont facilement minéralisés par la biomasse microbienne. Or, l'état de la structure du sol et l'intensité des mécanismes qui protègent les pools labiles dépendent de l'aménagement agricole (Haynes 2005). La figure 1.2 conceptualise le cycle du carbone dans les systèmes

agricoles en ayant recours aux notions de pools récalcitrants et pools labiles de carbone. Somme toute, la mesure du C<sub>org</sub> labile est plus souvent associée au concept de qualité du sol que la mesure du C<sub>org</sub> total. Les études touchant le potentiel de séquestration de la CICR ont très peu exploré ces changements plus fins dans la qualité des sols agricoles (Ulzen-Appiah et al. 2000). Les pools de carbone constitués de la biomasse microbienne, de ses produits et de ses résidus sont considérés comme labiles. Ils sont d'une grande importance dans l'étude de la dynamique du C<sub>org</sub> telle qu'affectée par l'aménagement ou les pratiques agricoles. La biomasse microbienne ne constitue qu'une petite partie (1-5%) du C<sub>org</sub> du sol (Alef et Nannipieri 1995, Haynes 2005). Pourtant, elle est omniprésente dans les processus de séquestration du carbone. Son rôle s'étend de la transformation du substrat végétal en MO biochimiquement stable à l'élaboration de produits métaboliques agglutinants qui aide à former des structures organo-minérales caractérisées par une plus grande cohésion que le sol environnant. Ces dernières structures se nomment « agrégats ». Ce sont les éléments qui donnent la structure au sol et qui protègent les formes labiles de C<sub>org</sub> contre la décomposition (Haynes 2005). Dans l'étude présente, deux pools d'origine microbienne sont d'un grand intérêt : le carbone extractible à l'eau chaude et les sucres aminés.

#### 1.2.2.1 Le carbone extractible à l'eau chaude

On distingue, parmi les formes de pools labiles de C<sub>org</sub>, des formes pouvant être extraites avec plusieurs réactifs de forces différentes allant de l'eau froide jusqu'aux acides forts (Goh et Haynes 1986, Haynes 2005) . Le C<sub>org</sub> qui peut être extrait à l'eau chaude (généralement 80°C) a été identifié comme le pool de C<sub>org</sub> capable de servir d'indicateur intégré de la qualité du sol (Ghani et al. 2003). Ce pool de C<sub>org</sub> représente généralement entre 1-5 % ou 3-6 % du C<sub>org</sub> total selon les auteurs et est constitué, en grande partie (45-60 %), de glucides, surtout des polysaccharides amorphes semblables à ceux qui entrent dans la composition des exsudats des plantes et des microorganismes (Feller et al. 1991, Fischer 1993, Ghani et al. 2000). Il contiendrait une part de la biomasse microbienne, des exsudats de racines, des glucides solubles, des acides aminés, des amines, des amides et des enzymes (Körschens et al. 1990, Ghani et al. 2003). L'eau chaude, utilisée durant cette extraction, ne serait pas de force à solubiliser ou hydrolyser les polysaccharides structurels des plantes (Ball et al. 1996). La mesure de C<sub>org</sub> extractible à l'eau chaude peut aussi servir d'indice de

la biomasse microbienne vivante avec laquelle elle est bien corrélée et qui est beaucoup plus ardue à mesurer (Ghani et al. 2003). Elle est aussi remarquablement bien corrélée avec la microagrégation (agrégats de < 250 micromètres) dans la structure du sol (Cheshire 1979, Puget et al. 1999) ainsi qu'avec la stabilité des macroagrégats (agrégats de  $\geq 250$  micromètres) (Haynes et Beare 1996). Le pool des glucides totaux extrait d'un sol est généralement très faiblement corrélé avec l'agrégation. En revanche, le C<sub>org</sub> extrait à l'eau chaude est beaucoup plus fortement corrélé avec ce paramètre, suggérant que les glucides de ce dernier pool participent activement à la structuration du sol (Ghani et al. 2003). Le C<sub>org</sub> extrait à l'eau chaude, malgré que ce soit un pool labile, ne semble pas varier de façon marquée avec la saisonnalité dans les sols facilitant ainsi l'échantillonnage (Körschens et al. 1990). Tout ceci fait en sorte qu'elle peut être utilisée comme un indicateur précoce qui pourrait annoncer des changements dans la quantité totale de C<sub>org</sub> à long terme. Néanmoins, comme cette mesure n'a été utilisée que dans les dernières années pour étudier des systèmes agricoles (Gregorich et Janzen 1996, Ghani et al. 2003) et qu'elle a été très peu utilisée dans des zones tempérées, mais plutôt sous des climats plus chauds, son interprétation dans ces contextes demande encore beaucoup d'études.

### 1.2.2.2 Les sucres aminés

Les sucres aminés dans le sol proviennent en grande partie des résidus de parois cellulaires laissés derrière lors de la mort des microchampignons et des bactéries (Guggenberger et al. 1999). Lors de la minéralisation de substrat végétal, ils sont rapidement synthétisés (Sowden 1968). Ils permettent d'avoir un bon indice du C<sub>org</sub> séquestré par les microorganismes du sol puisque les plantes ne synthétisent pas de sucres aminés en quantité significative et que la biomasse microbienne vivante ainsi que les invertébrés dans le sol ne contiennent qu'une petite fraction de ceux-ci (Parson 1981). Les sucres aminés s'avèrent particulièrement stables dans le sol et seraient plus résistants à la décomposition que la biomasse de laquelle ils sont issus (Guggenberger et al. 1999). Ceci est dû au fait qu'ils peuvent former des polymères hétérogènes et gagner une certaine résistance face à l'action de la biomasse microbienne (Bondietti et al. 1972). Ainsi, la concentration de sucres aminés dans le sol est d'une à deux fois plus grande dans le sol que celle retrouvée dans la biomasse vivante (Guggenberger et al. 1999). Ce pool jouerait le

rôle de réservoir d'énergie et de nutriments dans le sol (Gregorich et al. 1991). Les sucres aminés participeraient aussi à la structuration du sol à travers la formation d'agrégats. Ils offriraient même, au sein d'agrégats, un effet liant persistant plus longtemps que les autres types de composés biologiques agglutinants (Tisdall et Oades 1982).

Il existe une variété de sucres aminés, mais trois d'entre eux, soit l'acide muramique, la galactosamine et la glucosamine, font particulièrement l'objet d'études (Stevenson 1983, Amelung 2001). L'acide muramique et la glucosamine sont des constituants de la muréine des parois de bactéries et y sont présents dans un ratio approximativement de 1:1 (Brock et Madigan 1988). L'acide muramique est exclusif aux bactéries et est présent en plus grande quantité dans le squelette de muréine d'espèces grammes positives (Kortemaa et al. 1997). Les parois des champignons, elles, ne contiennent que de la glucosamine et en sont la source majeure dans les sols (Amelung et al. 2001). En observant le ratio de la quantité de glucosamine sur la quantité d'acide muramique, il est alors possible d'évaluer la contribution relative des bactéries ainsi que des microchampignons à l'accumulation et au renouvellement de la matière organique.

La galactosamine serait aussi présente dans les résidus de parois bactériennes et serait plus stable que l'acide muramique. Ainsi, le ratio glucosamine /acide muramique s'avérerait plus précis pour estimer la contribution relative des bactéries par rapport aux champignons à court terme alors que le ratio glucosamine/galactosamine serait davantage approprié pour le long terme (Liang et al. 2007). On sait aussi que la glucosamine est le plus stable des sucres aminés. Le taux de renouvellement précis des sucres aminés individuels n'a par contre pas encore été décelé et l'interprétation des différents ratios reste à ce jour difficile. À ceci s'ajoutent des incertitudes sur la provenance exacte des sucres aminés. Par exemple, la galactosamine peut provenir des bactéries, mais est aussi synthétisée par certains actinomycètes ou par certaines espèces de champignons (Engelking et al. 2007, He 2005).

L'utilisation des différents ratios de sucre aminés peut être pertinente dans les études touchant la séquestration du carbone, car les sucres aminés d'origine fongique jouent un grand rôle dans la structuration du sol. Les sols sous une végétation naturelle ou connaissant moins de perturbations présenteraient une biomasse microbienne davantage

dominée par les microchampignons (Frey et al. 1999). La stabilité des agrégats est aussi bien corrélée avec la longueur des hyphes dans un sol (Tisdall et Oades 1979, Miller et Jastrow 1990). Six et al. (2006) ont dénoté que certains paradigmes existent dans la littérature affirmant qu'une communauté microbienne dominée par des microchampignons sera favorable à la séquestration du carbone organique. Premièrement, les microchampignons auraient une efficacité de croissance plus grande que les bactéries, assimilant ainsi plus de C du substrat et en reléguant moins sous forme de gaz carbonique. Ensuite, les substances qu'ils produisent seraient plus récalcitrantes que celles produites par les bactéries. Elles pourraient donc participer davantage à une accumulation de C<sub>org</sub> dans le sol. Finalement, ces substances seraient préférentiellement protégées au sein des agrégats et de par leur interaction avec les particules minérales fines.

À l'opposé, une augmentation dans l'intensité de culture d'un sol mène à une plus grande proportion de bactéries dans la communauté microbienne. Ainsi, le ratio de bactéries par rapport aux microchampignons et la dynamique d'accumulation de leurs résidus peuvent être modifiés à travers des changements de pratiques agricoles ou des changements d'utilisation de la terre (Busse et al. 2009).

### 1.3 PROTECTION ET STABILISATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

La décomposition de la MO dans le sol peut se faire par la faune du sol (10-15 % de la minéralisation) et par une oxydation abiotique (moins de 5 %) (Lavelle et al. 1993, Wolters 2000). Cependant, elle résulte majoritairement de l'activité microbienne (Martens 1995). Le taux de renouvellement de tout pool de matière organique peut être ralenti en protégeant celui-ci du métabolisme de la biomasse microbienne et des processus oxydatifs ayant lieu dans le sol. Le pool est alors considéré comme étant stabilisé (Lützow et al. 2006). La biomasse microbienne et le C<sub>org</sub> qu'elle contient peuvent tous deux être stabilisés. Puisque, sous cette forme, la biomasse microbienne est moins susceptible à la prédation, elle peut mieux utiliser l'énergie du substrat frais entrant pour connaître une plus grande croissance, un taux de renouvellement plus bas, élaborer des métabolites agglutinants à l'origine d'agrégats et mieux participer à l'accumulation et à la synthèse de composés

carbonés précurseurs de MO récalcitrante dans le sol (Six et al. 2006). La MO vole sa stabilité à trois mécanismes principaux qui ont été identifiés par Sollins et al. (1996) : la stabilisation biochimique, l'interaction avec les particules fines et l'exclusion au sein d'agrégats.

Dans un premier temps, il peut y avoir une stabilisation biochimique. On distingue ici la stabilisation biochimique primaire dans laquelle les constituants de plantes tels les polyphénols (ex ; tannins), les molécules polyméthylénique (cutine, subérine, cires, lipides) et les polymères de plantes contenant des cycles aromatiques tels que la lignine se retrouvent à être plus résistants à la décomposition par leurs caractéristiques moléculaires indigènes que des composés comme les polysaccharides (cellulose, hémicellulose, amidon, pectine) (Balasdent et al. 2000, Six et al. 2002, Derenne et Largeau 2001). La stabilisation biochimique secondaire, de son côté, désigne la récalcitrance relative des différentes nouvelles molécules issues de réarrangements subits tout au long de la chaîne de décomposition. Ce sont les substances humiques qui forment de 70-80% de la matière organique dans les sols minéraux (Haynes 2005).

Les interactions avec les particules minérales stabiliseraient aussi la matière organique. Par exemple, la MO liée aux particules minérales fines, tels le limon et l'argile, aurait un taux de renouvellement plus lent. Elle serait conséquemment plus vieille et aurait connu plus de transformations microbiennes que celle associée aux particules de sable (Cheshire et Mundie 1981, Anderson et Paul 1984, Scharpenseel et Becker-Heidmann 1989, Quideau et al. 2001, Eusterhues et al. 2003). Sous des conditions identiques, un sol avec une texture plus fine contiendra donc généralement plus de carbone qu'un sol avec une texture grossière (Loveland et Web 2003). Les macromolécules de MO adsorbées aux particules minérales connaîtraient un changement de conformation les rendant insensibles à l'action des enzymes extracellulaires (Theng 1979, Khanna et al. 1998). Ceci empêcherait le transport dans les cellules des petites molécules, à moins que celles-ci ne connaissent préalablement une désorption (Chenu et Stotzky 2002). L'effet protecteur des particules fines s'étendrait à la biomasse microbienne, car celles-ci pourraient maintenir un pH optimal à la croissance microbienne dans leurs environs (Stotzky et Rem 1966). L'eau associée aux particules fines pourrait également protéger la biomasse microbienne contre la dessiccation (Bushby et Marshall 1977). Les métabolites pouvant entraver la biomasse

microbienne pourraient aussi être neutralisés par leur adsorption sur les particules de limon et d'argile (Martin et al. 1976). Pour les argiles, leur minéralogie (2 :1, 1 :1 ou allophanique) déterminerait leur pouvoir de stabilisation (Six et al. 2002). Enfin, la grande surface réactive et le plus grand potentiel de stabilisation de MO de ces dernières par rapport à celles de sable expliquent pourquoi une perturbation de la structure ou un stress oxydatif engendrerait une plus grande perte de carbone dans un sol possédant une texture plus grossière et un effet moindre dans un seul de texture plus fine.

Finalement, la MO peut être protégée au sein d'agrégats. Les agrégats protègent la MO en réduisant sa disponibilité aux microorganismes et leurs enzymes tout en offrant un milieu où l'atmosphère du sol est pauvre en oxygène, limitant ainsi la décomposition aérobie (Sexstone et al. 1985, Six et al. 2002, Lützow et al. 2006). La formation des agrégats peut se faire de façon abiotique (Mayer et al. 2004) mais, la plupart du temps, la composante biotique du sol y participe fortement (Six et al. 2002). Les agrégats peuvent prendre forme, entre autres, lorsque des résidus de plantes fraîches sont décomposés par les microorganismes qui sécrètent des agents de cimentation. Un de ces agents de cimentation est le mucilage, riche en glucides et en protéines, que les microorganismes sécrètent afin de se protéger de la dessiccation une fois qu'ils sortent de dormance et se réactivent pour utiliser le substrat frais (Tisdall et Oades 1982). Aux agents de cimentation microbiens se rajoutent les exsudats de racines et les mucus de la faune du sol qui agissent aussi comme agents de cimentation. Ces substances agglutinent les particules minérales autour de la MO en décomposition, ce qui forme les macroagrégats. Éventuellement, la MO particulière ayant servi de noyau à la formation d'un macroagrégat se fragmente à l'intérieur de ce dernier. Les fragments s'entourent alors de particules fines et de produits microbiens formant des microagrégats à l'intérieur des macroagrégats. Le tout est stabilisé par l'enchevêtrement de racines et d'hyphes fongiques qui lient l'agrégat avec des particules minérales plus grossières et qui larguent des polysaccharides extracellulaires agglutinants (Tisdall et Oades 1982, Haynes et Francis 1993, Six et al. 1998, Gale et al. 2000). Les racines qui poussent à proximité des agrégats peuvent aussi exercer une pression latérale sur ceux-ci ce qui à comme effet de les compacter augmentant ainsi leur stabilité. En même temps, elles assèchent constamment l'entourage de l'agrégat ce qui augmente la cohésion des particules minérales autour des racines (Six et al. 2002).

Les macroagrégats se renouvellent constamment. Les agents liants dans le noyau de ceux-ci s'affaiblissent, menant à leur fragmentation. La stabilité des macroagrégats est donc dépendante d'un apport constant de substrat végétal et de l'activité microbienne sur celui-ci (Six et al. 2000). Une fois fragmentés, les macroagrégats libèrent leurs microagrégats. Ceux-ci ont un taux de renouvellement plus lent (Six et al. 1998, Six et al. 2002, John et al. 2005) (en moyenne, un taux de renouvellement de 209 ans pour les macroagrégats contre un taux de 42 ans pour les microagrégats) (Six et al. 2002) leur permettant de persister assez longtemps pour servir de blocs de construction pour d'autres macroagrégats en formation (Tisdall et Oades 1982). Les agrégats, particulièrement les microagrégats, possèdent également un système tortueux de pores offrant un bon milieu pour la biomasse microbienne qui peut s'y loger tout en étant protégée de ses prédateurs (ex. : nématodes) (Lützow et al. 2006, Six et al. 2006). La couche de surface (1-10cm) des sols loameux ou argileux contient surtout des macroagrégats. Plus en profondeur (10-100cm), ce sont les microagrégats qui semblent dominer (Lützow et al. 2006).

L'accumulation de C<sub>org</sub> biochimiquement récalcitrant dans un sol se ferait en plus grande proportion, à travers les microagrégats (Edwards et Bremner 1967, Tisdall et Oades 1982, Six et al. 2000, Kong et al. 2005). Encore une fois, la formation des microagrégats se déroule au sein des macroagrégats. Par contre, des microagrégats libres peuvent se former à l'aide d'autres mécanismes. Une étude ayant observé des microagrégats à une nano échelle (Lehman et al. 2007) en vient à la conclusion que la formation d'un microagrégat libre débute alors qu'une face d'une particule minérale fine est recouverte de matière organique constituée possiblement de métabolites microbiens. Ce recouvrement serait alors occlus physiquement lorsqu'une deuxième particule minérale viendrait s'apposer, en *sandwich*, sur la première. Ce processus peut se répéter avec les autres faces jusqu'à l'obtention de microagrégats plus volumineux.

La MO est donc importante comme source d'énergie pour les mécanismes d'agrégation responsable de sa propre protection. Ceci explique pourquoi les pertes de carbone exacerbent la dégradation du sol alors que la dégradation du sol favorise davantage la perte de carbone (Lal 2004).

## 1.4 EFFETS POTENTIELS D'UN CHANGEMENT D'AMÉNAGEMENT VERS UNE CICR SUR LE CARBONE ORGANIQUE DU SOL

De nombreuses pratiques agricoles sont utilisées au cours de l'exploitation d'une culture intensive sur courtes rotations. Il sera ici question de l'effet potentiel de certaines d'entre elles sur la dynamique du carbone organique dans le sol. Les études portant sur ces pratiques agricoles n'ont pas toujours été menées sur des cultures intensives sur courtes rotations. Toutefois, il est plausible que ces pratiques aient des effets semblables sur la dynamique du C<sub>org</sub> sous ce type d'aménagement.

### *1.4.1 Établissement et labour*

Plusieurs études ont démontré que l'établissement d'une CICR peut causer une importante perte de carbone suivie par une lente récupération (Mao et al. 2010, Bashkin et Binkley 1998, Hansen 1993, Paul et al. 2002). Le labour lié à l'établissement est souvent en cause quand l'aménagement remplacé par la CICR était sous non-labour depuis longtemps. Le labour encourage la minéralisation de la MO en mettant celle-ci en contact plus étroit avec la matrice du sol (Beare et al. 1994). La destruction de la structure du sol due au labour se fait surtout de façon indirecte. Il amène les agrégats en surface où ceux-ci sont sujets au cycle d'humidification et de sécheresse et de gel dégel ainsi qu'à l'impact physique des gouttes de pluie (effet de battance) (Tisdall et Oades 1982, Beare et al. 1994, Paustian et al. 1997). Ces derniers ont alors plus de risques de se briser et ainsi d'exposer leur noyau organique qui devient alors beaucoup plus accessible à la biomasse microbienne. La stimulation de cette dernière entraîne une minéralisation accrue de la MO. Tout ceci conduit, éventuellement, à une activité microbienne réduite faute de substrat et donc à une moindre production d'agents liants pour la formation de nouveaux agrégats.

L'effet des labours occasionnels (labour à des intervalles de plusieurs années), tels qu'effectués à l'établissement des plantations énergétiques, ne fait pourtant pas consensus. Malgré tout, plusieurs études sur des aménagements divers ont fait état d'une absence de changement dans les stocks de carbone quand l'aménagement labouré en est un qui est sous

non-labour depuis plusieurs années (VandenBygaart et Kay 2004). Des sols à texture fine et mal drainée pourraient aussi s'avérer très peu sensibles au labour (Lal 2004). Il se peut même qu'un labour occasionnel soit bénéfique et remédeie des problèmes environnementaux. En effet, certaines études ont démontré que l'on retrouve parfois davantage d'émissions d'oxyde nitreux  $N_2O$ , un gaz à effet de serre 200 fois plus efficace que le  $CO_2$  pour absorber les rayons infra rouges, dans des cultures sans labour (Mackenzie et al. 1998, Rochette 2008). Également, le sol d'une culture sous non-labour peut démontrer une stratification des nutriments qui se retrouvent alors plus en surface. Ceci peut augmenter les risques de lessivage (Garcia et al. 2007). De plus, le non-labour peut faire en sorte que le sol soit plus susceptible à la compaction (Chen et al. 1998) et à l'infestation de mauvaises herbes (Kettler et al. 2000). À l'opposée, Grandy et Robertson (2006) ont mesuré des effets néfastes sur la dynamique du  $C_{org}$  du sol immédiatement suite à un labour occasionnel. Dans leur étude, ils ont labouré des parcelles qui n'étaient pas sous culture auparavant au Michigan, États-Unis. Ils ont remarqué, 60 jours suivant le labour, une absence de changement dans la quantité totale de  $C_{org}$  mais aussi une diminution de la quantité d'agrégats de 2000-8000 micromètres dans le sol à une profondeur de 0-7 centimètres. La nouvelle quantité était comparable à celle retrouvée sous une culture adjacente labourée annuellement depuis plus de 50 ans.

Le régime de non-labour sous CICR peut éventuellement être bénéfique quand celui-ci remplace un aménagement sous un régime de labour annuel. En effet, sans labour, les macroagrégats sont moins perturbés et peuvent ainsi connaître des cycles de formation et de désagrégation plus longs. Davantage de microagrégats sont alors produits durant chaque cycle ce qui permet une meilleure entrée de  $C_{org}$  stable dans le sol. Six et al. (2000) ont ainsi remarqué une présence moindre de macroagrégats riches en  $C_{org}$  dans un sol sous labour par rapport à un sol sans labour. Le nombre de microagrégats était aussi plus élevé sous le régime de labour conventionnel, mais ceux-ci étaient relativement pauvres en  $C_{org}$  puisqu'ils n'étaient pas formés selon les mécanismes usuels au sein des macroagrégats. Ils seraient plutôt issus de fragments de ces derniers macroagrégats. Ceci, dans l'étude, a mené à une perte nette de matière organique. D'une part, certains auteurs (Arshad et al. 1990, Omonode et al. 2006, Lal 2007) affirment que le non-labour amène la plupart du temps une plus grande séquestration de carbone organique. D'autres auteurs (Baker et al. 2007) estiment que, dans plusieurs cas, cette hausse n'est qu'un artéfact des méthodes

d'échantillonnages. Ainsi, un échantillonnage en surface démontrera souvent une quantité moindre de carbone organique. Ceci peut être une conséquence de l'homogénéisation de la matière organique dans le profil vertical suite au labour. Un échantillonnage plus profond pourrait démontrer qu'une partie du C<sub>org</sub> de surface était redistribué plus profondément.

Certaines pratiques permettent de limiter l'impact négatif lié au labour durant l'établissement d'une CICR sur les stocks de carbone organique du sol. L'une d'entre elles consiste à ne pas éliminer les résidus végétaux de l'aménagement agricole remplacé et de laisser ceux-ci ainsi que d'autres résidus végétaux au sol (Sanchez et Eaton 2001, Sanchez et al. 2003). De la même manière, l'utilisation d'« engrais vert » peut jouer le même rôle tout en favorisant l'établissement de plantations de saules. Brièvement, cette pratique peut se faire en établissant une espèce végétale qui pourra coloniser densément le sol. Les parties aériennes des plantes seront par la suite soit laissées sur le sol ou enfouies dans celui-ci (par rotocultage). Cet engrais biologique sera alors décomposé par la biomasse microbienne, ce qui favorisera la structuration du sol et la croissance des plantes mises en terre par la suite (Sekiguchi et al. 2007). Le type de distribution de l'engrais vert peut avoir des conséquences sur la communauté microbienne et sur la dynamique du C<sub>org</sub> du sol. Si le substrat est laissé sur la surface, les microchampignons pourraient être favorisés. Autrement, s'il est enfoui, les bactéries sont le plus souvent favorisées (Hu et al. 1995).

Un enfouissement de substrat végétal à travers un labour où toute autre pratique agricole pourrait cependant avoir des effets néfastes sur les stocks de carbone organique. Un « effet d'amorçage » stimulant la minéralisation du carbone indigène du sol peut avoir lieu dans ce cas. Ce phénomène consiste en un changement temporaire dans les taux de « turnover » de différents pools de C<sub>org</sub> suite à l'implantation de certaines pratiques agricoles redistribuant des résidus agricoles profondément dans le sol. Traditionnellement, l'on croyait que l'effet d'amorçage était essentiellement le résultat de pratiques agricoles qui favorisaient la décomposition profondément dans le sol en aérant celui-ci et en mettant le substrat végétal en contact plus étroit avec la matrice du sol. Bien que ceci puisse en partie expliquer les pertes de carbone, Fontaine et al. (2007) ont tiré une explication alternative en observant la dynamique du carbone suite à l'introduction, dans l'horizon allant de 60 à 80 cm de profondeur, de substrat végétal. Dans cette expérience, l'introduction de substrat a provoqué la minéralisation de carbone indigène ancien (âgé de

$2\ 567 \pm 226$  ans). Ceci, selon les auteurs, suggère que, bien que les microorganismes aient la capacité d'être actifs profondément dans le sol malgré les conditions d'aération et de régime hydrique différents qu'en surface, le milieu ne leur fournit pas l'énergie suffisante pour que la minéralisation des formes récalcitrantes de carbone avoisinantes leur soit possible. L'introduction de résidus végétaux frais constitue une source d'énergie facilement utilisable par les microorganismes qui peuvent alors les utiliser pour minéraliser le carbone indigène stable. Ceci peut mener à des pertes importantes du carbone indigène dans certains horizons du sol.

#### 1.4.2 Fertilisation

La fertilisation peut augmenter le pool de C<sub>org</sub> sous les CICR principalement en augmentant la production primaire et, par conséquent, les entrées de matière organique dans le sol. Une certaine quantité d'engrais azoté est généralement nécessaire puisque les sites d'établissement, souvent des terres marginales dégradées, sont déficients en azote (Lemus 2000). Également, la récolte d'une grande part de la biomasse aérienne peut altérer le ratio C:N du sol et mener, sans amendement, à une perte de productivité (Lemus et Lal 2005). L'azote, mais aussi le soufre et le potassium seraient nécessaires pour convertir le C<sub>org</sub> de la biomasse en substances humiques stables et en complexes organo-minéraux (Lal 2007, Lal 2009). En plus, dans les exploitations de type biologique, les systèmes agricoles ayant recours à l'utilisation de légumineuses pour fixer l'azote atmosphérique présenteraient des pertes de C<sub>org</sub> et d'azote réduites (Drinkwater et al. 1998). Par conséquent, la mise en place de certaines mesures qui favorisent normalement la séquestration de carbone, par exemple l'implantation du non-labour, s'est révélée inefficace en absence de fertilisation dans certaines études (Jacinthe et al. 2002, Campbell et al. 2001). Malgré tout, une quantité inadéquate de N appliquée au sol peut augmenter le taux de décomposition non seulement des résidus de plantes, mais aussi de la MO indigène du sol. Une fertilisation chimique peut amener à court terme une augmentation du C<sub>org</sub> en surface. À plus long terme, des pertes peuvent parfois être mesurées, surtout sur les horizons plus profonds qui font rarement l'objet d'études (Khan et al. 2007). Ghani et al. (2003) ont montré que la mesure de carbone extractible à l'eau chaude baissait suite à l'application de fertilisants chimiques. Ils estiment que cette baisse s'explique par une assimilation plus forte des pools labiles de C<sub>org</sub>.

suite à la stimulation du fertilisant azoté sur la biomasse microbienne. De plus, l'application d'engrais chimique peut influencer la communauté microbienne en faveur d'une dominance de bactéries et au détriment des microchampignons (Bossuyt et al. 2001). En outre, il arrive souvent que la séquestration de carbone, dans le sol d'une culture, ne soit pas assez importante pour compenser le carbone émis lors des étapes de la production et du transport d'engrais ayant servi à cette même séquestration (Schlesinger 2000). Sur cette même note, les engrains azotés sont des sources connues d'oxyde nitreux (Eichner 1990).

En ce qui a trait à l'augmentation du C<sub>org</sub> du sol, l'utilisation de fumiers organiques, d'espèces fixatrices d'azote ou de compost serait, pour une même quantité de nutriments, plus efficace que les engrais chimiques (Johnson 1992, Gregorich et al. 2001).

Enfin, la fertilité d'un sol peut jouer sur l'architecture racinaire et ainsi affecter le patron d'allocation de résidus racinaires dans le sol. En effet, les sols moins fertiles encouragent la formation de réseaux racinaires beaucoup plus imposants que les sols plus fertiles (Eissenstat et Caldwell 1988, Zan et al. 2001).

#### 1.4.3 Désherbage et couvert végétal

Le désherbage entre les allées est pratiqué dans la CICR pour s'assurer de diminuer la compétition pour les ressources du sol (Labrecque et al. 1994 b). Bien que cette pratique maximise la biomasse épigée et la quantité de ses résidus tombant au sol, elle a aussi été associée à des pertes de carbone dans divers aménagements agricoles. Par exemple, en Oregon aux États-Unis, Busse et al. (1996) ont remarqué une perte de 33 % du C<sub>org</sub> de surface 35 ans après suppression des mauvaises herbes par herbicides dans une plantation de pin (*Pinus radiata*) par rapport à une plantation sans désherbage. Carlyle (1993) a remarqué une baisse de 25 % dans le même type d'aménagement agricole âgé de 3 ans à une profondeur de 0-15 cm par rapport à un témoin sans herbicide. Ces pertes pourraient être dues à une température plus élevée du sol et une humidité plus grande en absence de strate herbacée faute d'évapotranspiration, qui encourageraient la minéralisation (Aust et Lea, 1991, Lal 2004, Munson et al. 1993). Les résidus carbonés provenant des racines dans ce type d'aménagement (plantations de *Pinus radiata*) pourraient être substantiellement

moindres suite au désherbage. En effet, Nambiar 1989 et Woods et al. 1992 ont remarqué, encore une fois dans le même type d'aménagement dans le sud de l'Australie, que les mauvaises herbes avaient une densité racinaire beaucoup plus élevée ( $32\text{-}44 \text{ cm cm}^{-3}$ ) que celle des pins ( $0.06\text{-}0.18 \text{ cm cm}^{-3}$ ) dans la profondeur de sol allant de 0 à 15 cm. D'autres études ont décelé des fractions labiles de carbone plus importantes sous des cultures suite à l'implantation de pratiques agricoles ayant comme but d'augmenter le couvert végétal du sol (Whitelaw-Weckert et al. 2007, Deurer et al. 2008).

#### *1.4.4 Choix des espèces et caractéristiques de la rhizodéposition*

Plusieurs caractéristiques d'une espèce végétale peuvent être favorables à l'accumulation de  $\text{C}_{\text{org}}$  dans le sol. Les caractéristiques de la rhizosphère d'une espèce sont particulièrement intéressantes. Dans les mécanismes de séquestration de  $\text{C}_{\text{org}}$ , les racines fines ont une importance plus grande que les autres types de racines. En effet, leur « turnover » rapide constitue une source d'accumulation de  $\text{C}_{\text{org}}$  à court terme dans le sol sous forme de racines fines mortes. À l'opposé, les racines structurelles des plantes sont analogues aux tiges et contribuent très peu, à court terme, à la séquestration de carbone dans la matrice du sol. La contribution des racines moyenne (analogues aux branches) se trouve entre ces deux opposés (Polglase et al. 2000). La rhizodéposition, constituée des racines fines sénescentes et des exsudats racinaires, permet une entrée de carbone dans le sol qui peut être stabilisée et/ou servir de noyau pour la formation d'agrégats. Ces entrées de  $\text{C}_{\text{org}}$  dans le sol peuvent dépasser celles provenant des résidus de la biomasse aérienne dans la plupart des cultures arborées et herbacées (Sartori et al. 2006, Zan et al. 2001). Également, des études récentes tendent à démontrer que la MO qui est d'origine racinaire serait davantage à l'origine de la formation d'agrégats que celle venant de la partie aérienne des plantes (Gale et al. 2000, Puget et Drinkwater 2001).

Dans les zones tempérées et tropicales, les graminées allouent en moyenne 60 % de leur biomasse aux racines contre moins de 20 % chez les arbres (Polglase et al. 2000). Ceci pourrait expliquer pourquoi l'on retrouve plusieurs exemples, dans la littérature, d'aménagements utilisant des graminées qui séquestrent plus de carbone dans le sol que des forêts naturelles (Davis et Condron 2002, Ross et al. 2002). Cependant, il reste encore à

établir si les systèmes de production de bioénergie à partir de champs de graminées sont plus performants pour séquestrer du carbone que des systèmes utilisant des cultures intensives d'arbres à croissance rapide. En effet, les graminées ont une plus grande allocation de carbone dans les racines fines. Mais ces dernières connaîtraient un « turnover » complet plus lent que chez les espèces d'arbres décidus (quatre ans pour les graminées contre un an pour les arbres) (Dahlman et Kucera 1965, Dewar et Cannell 1992). De plus, une quantité substantielle de carbone pourrait être incorporée dans la fraction du sol lors du recépage des arbres dans les systèmes d'arbres en CICR. En effet, Ford-Robertson (1997) a observé que lors de la récolte d'arbres dans les systèmes forestiers une part de la biomasse racinaire devient sénesciente et une partie de son carbone est incorporée dans la matrice minérale du sol. Les résidus racinaires peuvent néanmoins être moindres que lors de la récolte d'espèces où la rhizosphère meurt après la récolte. Cependant, la rhizosphère des CICR regagnerait beaucoup plus vite une biomasse racinaire optimale, après la récolte, que chez les espèces qui doivent être ressemées (Polglase et al. 2000). Ceci pourrait permettre de combiner une entrée substantielle et ponctuelle de  $C_{org}$  venant des racines sénescentes avec un retour rapide d'une rhizodéposition, dont l'intensité est semblable à auparavant.

Les plantes pérennes s'avèrent plus aptes à favoriser une accumulation de  $C_{org}$  dans le sol que les plantes annuelles, grâce à un apport constant de résidus végétaux, à travers la rhizodéposition (Laganière et al. 2010). Leurs réseaux racinaires, plus imposants, permettent également une allocation de carbone plus importante dans le sol faisant en sorte que cet élément soit moins susceptible à la récolte (Lemus et Lal 2005). Ceci est particulièrement vrai quand on compare les réseaux racinaires des espèces pérennes avec les espèces annuelles cultivées qui ont souvent connu une sélection génétique pour augmenter leur biomasse aérienne au détriment de leur biomasse souterraine (Polglase et al. 2000). À titre de comparaison, le panic érigé (plante pérenne) possède de quatre à cinq fois plus de biomasse souterraine que le maïs (plante annuelle) (Zan et al. 1997). Les espèces fixatrices d'azote auraient aussi une plus grande allocation de carbone dans les racines (Sartori et al. 2006) et donc une plus grande intensité de rhizodéposition. Dans les faits, de nombreux articles font état d'une amélioration de la qualité du sol et d'un plus grand potentiel de séquestration de carbone sous des cultures d'espèces fixatrices d'azote (Johnson et Curtis et 2001, Paul et al. 2002).

À ce jour, il n'est pas possible de dire exactement quelles composantes de la rhizodéposition sont préférentiellement stabilisées dans le sol (Trumbore et Gaudinski 2003). La profondeur qu'atteignent les racines peut toutefois jouer sur la part de matériel carboné venant du « turnover » et de l'exsudation des racines fines, qui sera stabilisé. La plupart des espèces pérennes utilisées dans les plantations à vocation énergétique ont un complexe réseau de racines fibreuses près de la surface. Ceci stabilise le sol et limite ainsi les pertes de MO par érosion même lorsque la partie aérienne de la plante est récoltée (Kort et al. 1998). Mais, en surface, les variations de température et de précipitation agissent sur la biomasse microbienne et la stabilité des agrégats. Ceci fait en sorte que la quantité de carbone y fluctue grandement et que la minéralisation y est favorisée (Ma et al. 2000 b). Plus en profondeur dans le sol, les conditions d'humidité et de température sont plus stables. L'activité microbienne serait aussi moins grande en profondeur (Lemus et Lal. 2005). Les espèces ayant des racines atteignant des horizons profonds peuvent donc déposer des résidus carbonés, plus profondément dans le sol, là où la décomposition est plus lente. Même à l'intérieur de la même espèce, le patron d'allocation des racines fines peut différer grandement entre différents cultivars (Pregitzer et al. 1990, Ma et al. 2000 b). Il est donc possible, par sélection, de choisir le génotype présentant un patron d'allocation de biomasse susceptible de favoriser une séquestration de carbone. En somme, la distribution verticale des racines est un facteur important qui explique une grande part de la distribution du C<sub>org</sub> dans le profil du sol (Liang et al. 2000, Johnson 1992). Le type de sol sur lequel les espèces sont établies influence également l'architecture racinaire de celles-ci (Ma et al. 2000 b). Mais la sensibilité selon laquelle les plantes vont adapter leur ratio tige: racine en fonction du type de sol diffère grandement d'une espèce à l'autre (Hosner et Graney 1970).

Les espèces arborées pionnières sont utilisés dans les CICR, car on y exploite leur capacité à croître rapidement. Certaines études relevées dans la littérature indiquent que les racines fines de ces dernières connaissent un taux de « turnover » plus élevé que celui présent chez des espèces qui s'établiraient plus tard dans une succession forestière (Cromack 1981, Leuschner et al. 2009). L'on peut soupçonner que ce « turnover » rapide augmenterait le potentiel de séquestration des espèces en question. Les aménagements utilisant des espèces d'arbres au bois dur démontreraient également un plus grand potentiel

de séquestration de C<sub>org</sub>. Pour expliquer ceci, Polglase et al. (2000) évoquent la possibilité que la décomposition plus rapide des résidus d'espèces au bois dur permette un plus grand transfert de C<sub>org</sub> au sein de la matrice du sol.

Enfin, la qualité de la rhizodéposition d'une espèce affecterait son potentiel de séquestration de carbone. Il est soupçonné que les espèces ayant une grande quantité de composés secondaires récalcitrants (ex. : phénols) dans leurs résidus racinaires seraient plus aptes à maintenir un niveau élevé de carbone dans le sol (Grigal et Berguson 1998).

### 1.5 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

Les terres propices à l'établissement de CICR de saules au Québec abondent en raison de la déprise agricole qui caractérise le milieu rural. Cette pratique culturale permet la production d'une grande quantité de biomasse par unité de surface cultivée. Plusieurs technologies permettent de transformer cette biomasse en énergie utilisable par divers secteurs de l'industrie. La production d'énergie s'accompagne d'une émission de CO<sub>2</sub> atmosphérique. Cependant, les atomes de carbones dans le système sont constamment recyclés à travers deux réservoirs qui font naturellement partie du cycle actif du carbone : le pool atmosphérique et le pool de la biomasse végétale terrestre. Au contraire, la production d'énergie à partir de combustibles fossiles largue dans l'atmosphère des atomes de carbone, sous forme de CO<sub>2</sub>, à partir du pool géologique de carbone qui ne participait plus, depuis des millions d'années, au cycle actif du carbone (Janzen 2004). C'est ainsi que la production d'énergie à partir de la biomasse issue d'une CICR peut être considérée comme carbo-neutre car elle ne participe pas, sur une échelle de quelques années, à l'enrichissement du cycle actif de C. En revanche, la production d'énergie à partir de combustibles fossiles peut être vue comme carbo-positive puisqu'elle enrichit ce cycle en atomes de carbone, ce qui résulte en une plus grande concentration atmosphérique de CO<sub>2</sub>. La dynamique du carbone organique dans le sol lors de l'exploitation d'une CICR est plus complexe que celle ayant lieu dans la biomasse aérienne et demeure sujette à beaucoup d'interprétations. Il est connu que les aménagements agricoles qui minimisent les perturbations du sol tout en fournissant une grande quantité et une grande qualité de résidus

végétaux peuvent engendrer une séquestration de carbone organique dans la matrice minérale du sol. Les perturbations du sol sous la CICR de saules se résument à celles liées à l'établissement, soit un labour peu profond, et celles pour l'entretien et la récolte à l'aide de machinerie pouvant occasionner de la compaction. Il est alors envisageable que ces perturbations légères ne minent pas assez l'intégrité du sol pour exposer de façon importante les pools les plus labiles de  $C_{org}$  aux processus oxydatifs, dont la minéralisation par la biomasse microbienne. La grande quantité de biomasse produite par les CICR laisse aussi présager une grande quantité de résidus végétaux sénescents qui pourraient servir de substrat à la biomasse microbienne. Si le substrat est moins limitant, sous CICR que sous l'aménagement précédent, la biomasse de bactéries et de champignons pourrait connaître une meilleure croissance. Ceci permettrait une activité accrue d'humification de la MO et de formation de composés pouvant servir d'agents liants pour la formation d'agrégats pouvant protéger les pools labiles de  $C_{org}$ . Il en résulterait donc un « turnover » plus lent de la MO, mieux protégée, et par conséquent une séquestration de  $C_{org}$  au niveau du sol. Pourtant, la littérature dessine un portrait de la dynamique du  $C_{org}$  du sol, lors d'un changement d'aménagement vers une CICR, qui semble plus complexe qu'anticipé.

Cette étude a donc comme objectif général de mesurer s'il y a séquestration de  $C_{org}$  dans le sol sous la CICR de saules afin de juger du potentiel de ce type de culture pour créer des puits de  $C_{org}$ . Les objectifs spécifiques de la présente étude sont :

- 1) Déterminer si les sols sous diverses plantations de saules en CICR contiennent plus, moins ou autant de  $C_{org}$  organique que des champs de référence et ainsi juger si le passage du champ de référence à une CICR amènerait une diminution, une accumulation (séquestration) ou encore une stagnation temporaire de la quantité de carbone organique.
- 2) Déterminer si des changements dans la qualité du sol, pouvant être précurseurs de changements quantitatifs observables à plus long terme de  $C_{org}$ , se manifestent à l'établissement d'une CICR ou à plus long terme au cours de son exploitation. À cette fin, deux pools labiles d'origine microbienne ont été étudiés, soit :

2.1) Le C<sub>org</sub> extractible à l'eau chaude qui permet d'évaluer l'état de la biomasse microbienne, l'intensité des entrées de carbone par exsudation racinaire, la stabilité des agrégats et le degré de microagrégation du sol ;

2.2) La quantité de sucres aminés permettant d'estimer la part de séquestration de C<sub>org</sub> imputable à la biomasse microbienne, l'abondance relative du substrat pour la biomasse microbienne et le degré de protection de la nécromasse microbienne dans le sol ;

2.2.1) Le ratio de glucosamine/acide muramique et de glucosamine/galactosamine pour estimer la contribution des bactéries, par rapport aux microchampignons, à l'accumulation de MO. Ceci permettra de déterminer si la dynamique du carbone conséquente à l'aménagement d'une CICR se rapproche davantage à celle sous des milieux naturels, plus aptes à séquestrer le C<sub>org</sub>, que de celle qui caractérise les aménagements agricoles témoins.

Pour atteindre les objectifs, diverses plantations de saules en CICR ont été utilisées. D'abord, deux plantations en phase d'établissement, âgées de une et deux années ont été comparées à des terrains témoins adjacents (culture de foin abandonnée, culture de sarrasin à des fins d'engrais vert). Une autre plantation de saules en CICR, celle-ci, âgée de 9 ans et exploitée selon une 3<sup>e</sup> rotation, a aussi été étudiée. Cette dernière plantation était également appariée à des terrains de référence (culture de foin et rotation de culture fourragère) adjacents.

## 1.6 RÉFÉRENCES

- Alef, K., and Nannipieri, P. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. *Academic Press, London.* 576
- Allison, F.E. 1973. Soil Organic Matter and Its Role in Crop Production. *Elsevier Science Publishers Ltd., New York, NY* 637
- Amelung, W. 2001. Methods using amino sugars as markers for microbial residues in soil. In Assessment methods for soil carbon. Edited by Lal R., Kimble J.M., Follett R.F., and Stewart B.A. *Adv. Soil Sci. CRC/Lewis, Boca Raton, FL* 233–270
- Anderson, D.W., and Paul, E.A. 1984. Organo-mineral complexes and their study by radiocarbon dating. *Soil Science Society of America Journal* **48**: 298–301
- Arshad, M.A., Schnitzer, M., Angers, D.A., and Ripmeester, J.A. 1990. Effects of till versus no till on the quality of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* **22**:595–599
- Aust, W. M., and Lea, R. 1991. Soil temperature and organic matter in a disturbed forested wetland. *Soil Science Society of America Journal* **55**: 1741–1746
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., and Griffis, T.J. 2007. Tillage and soil carbon sequestration: What do we really know? *Agric. Ecosyst. Environ.* **118**:1–5
- Balasdent, J., Chenu, C., and Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Research* **53**:215–230
- Baldock, J.A. and Nelson, P.N. 1999. Soil organic matter In Handbook of Soil Science. Edited by Sumner, M. *CRC Press, Boca Raton, FL.* pp. B25–B84
- Ball, B.C., Cheshire, M.V., Robertson, E.A.G., and Hunter, E.A. 1996. Carbohydrate composition in relation to structural stability, compactibility and plasticity of two soils in a long-term experiment. *Soil Tillage Research* **39**:143–160
- Bashkin, M.A., and Binkley, D. 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* **79**: 828–833
- Battelle. 2000. Global Energy Technology Strategy: Addressing Climate Change. Initial Findings from an International Public–Private Collaboration. Battelle, Washington, DC.
- Beare, M.H., Cabrera, M.L., Hendrix, P.F., and Coleman, D.C. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* **58**: 787-795

- Bissonnette, B., St-Arnaud, M., and Labrecque, M. 2010. Phytoextraction of heavy metals by two Salicaceae clones in symbiosis with arbuscular mycorrhizal fungi during the second year of field trial. *Plant soil* **332**:55-67
- Böhm et al. 2010. Changes in total and labile carbon and nitrogen contents in a sandy soil after the conversion of a succession fallow to cultivated land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **173**: 46-54
- Bondietti, E., Martin, J.P., and Haider, K. 1972. Stabilization of amino sugar units in humic-type polymers. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **36**: 597–602
- Bossuyt, H., Denef, K., Six, J., Frey, S.D., Merckx R., and Paustian, K. 2001. Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability, *Applied Soil Ecology* **16**: 195–208
- Bransby, D. I., McLaughlin, S. B., and Parrish, D. J. 1998. A review of carbon and nitrogen balances in switchgrass grown for energy. *Biomass Bioenergy* **14**: 379–384
- Brock, T.D., and M.T. Madigan. 1988. Biology of microorganisms. 5th ed. *Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ*
- Bushby, H.V.A., and Marshall, K.C. 1977. Water status of rhizobia in relation to their susceptibility to desiccation and to their protection by montmorillonite. *J. Gen. Microbiol.* **99**:19–27
- Busse, M.D., Cochran, P.H., and Barrett, J.W. 1996. Changes in ponderosa pine site productivity following removal of understory vegetation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **60**: 1614–1621
- Busse, M.D., Sanchez, F.G., Ratcliff, A.W., Butnor, J.R., and Carter, E.A., Powers, R.F. 2009. Soil carbon sequestration and changes in fungal and bacterial biomass following incorporation of forest residues. *Soil Biology and Biochemistry* **41**: 220–227
- Campbell, C.A. 1978. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In: Schniter, M., Kha, S.U. Eds.), *Soil Organic Matter. Developments in Soil Science*, Elsevier, Amsterdam **8**:173-271
- Campbell, C. A., Biederbeck, V. O., Wen, G., Zentner, R. P., Schoenau, J., and Hahn, D. 1999. Seasonal trends in selected soil biochemical attributes: Effects of crop rotation in the semiarid prairie. *Can. J. Soil Sci.* **79**: 73–84
- Campbell, C.A., Sellers, F., Lafond, G.F., and Zentner, R.P. 2001. Adopting zero tillage management: Impact on soil C and N under long-term crop rotations in a thin black Chernogen. *Can. J. Soil Sci.* **81**:129–148
- Carlyle, J.C. 1993. Organic carbon in forested sandy soils: properties, processes, and the impact of forest management. *N. Zeal. J. For. Sci.* **23**: 390–402

- Carter, M.R., and Stewart, B.A. 1996. Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. *CRC Press. Boca Raton*
- Chen, Y., Tessier, S., and Rouffignat, J. 1998. Soil bulk density estimation for tillage systems and soil textures. *Trans. ASAE* **41**:1601–1610
- Chenu, C., and Stotzky, G. 2002. Interactions between microorganisms and soil particles. An overview *In Interactions Between Soil Particles and Microorganisms. Edited by Huang, P.M., Bollag J.M., and Senesi, N. Wiley-VCH-Verlag, Weinheim* 3-39
- Cheshire, M.V. 1979. Nature and Origin of Carbohydrates in Soils. *Academic Press, London*
- Cheshire, M.V., and Mundie, C.M. 1981. The distribution of labeled sugars in soil particle size fraction as a means of distinguishing plant and microbial carbohydrate residue. *J. Soil Sci.* **32**: 605-618
- Coleman, M.D., Isebrands, J.G., Tolsted, D.N., and Tolbert, V.R. 2004. Comparing soil carbon of short rotation poplar plantations with agricultural crops and woodlots in North Central United States. *Environ. Manage.* **33**: 299–308
- Cromack, K. 1981. Below-ground processes in forest succession. Chapter 22. *In D. C. West, H. H. Shugart, and D. B. Botkin (eds.) Forest Succession - Concepts and Application. Springer- Verlag, New York.* 262 pp.
- Dahlman, R.C., and Kucera, C.L. 1965. Root productivity and turnover in native prairie. *Ecology* **46**: 84–89
- Davidson, E.A., and Janssens, I.A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* **440**: 165–173
- Davis, M.R., and Condron, L.M. 2002. Impacts of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: A review of paired site studies. *Aust. J. Soil Res.* **40**: 675–690
- de Neergaard, A., Porter, J.R. and Gorissen, A. 2002. Distribution of assimilated carbon in plants and rhizosphere soil of basket willow (*Salix viminalis* L.). *Plant Soil* **245**: 307–314
- Derenne, S., and Largeau, C. 2001. A review of some important families of refractory macromolecules: composition, origin, and fate in soils and sediments. *Soil Science*. **166**: 833–847
- Deurer, M., Sivakumaran, S., Ralle, S., Vogeler, I., McIvor, I., Clothier, B.E., Green, S., and Bachman, J. 2008. A new method to quantify the impact of soil carbon management on biophysical soil properties: the example of two apple orchard systems in New Zealand. *Journal of Environmental Quality* **37**: 915–924
- Dewar, R.C., and Cannell, M.R., 1992. Carbon sequestration in the trees, products and soils of forest plantations: an analysis using UK examples. *Tree Physiol.* **11** 49–71

- Dickmann, D.I. 2006. Silviculture and biology of short-rotation woody crops in temperate regions: Then and now. *Biomass and Bioenergy* **30**: 696–705
- Drinkwater, L.E., Wagoner, P., and Sarrantonio, M. 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* **396**: 262–265
- Dumanski, J., Desjardins, R. L., Tarnocai, C., Monreal, C., Gregorich, E., Campbell, C. A., and Kirkwood, V. 1998. Possibilities for future carbon sequestration in Canadian agriculture in relation to land use change. *Climate Change* **40**: 81–103
- Edwards, A.P., and Bremner, J.M. 1967. Microaggregates in soils. *J Soil Sci* **18**: 64–73
- Eichner, M.J. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. *J Environ. Qual.* **19**: 272–280
- Eissenstat, D.M., and Caldwell, M.M. 1988. Seasonal timing of root growth in favorable microsites. *Ecology* **69**: 870–873
- Engelking, B., Flessa, H., and Joergensen, R.G. 2007. Shifts in amino sugar and ergosterol contents after addition of sucrose and cellulose to soil. *Soil Biol Biochem* **399**: 2111–2118
- Eswaran, H., Reich, P.F., Kimble, J.M., Beinroth, F.H., Padmanabhan, E., and Moncharoen, P. 2000. Global carbon stocks In Global Climate Change and Pedogenic Carbonates. Edited by Lal, R., Kimble, J.M., Eswaran, H., and Stewart, B.A. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 15–25
- Eusterhues, K., Rumpel, C., Kleber, M., and Kögel-Knabner, I. 2003. Stabilization of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. *Organic Geochemistry* **34**: 1591–1600
- Feller, C., Francois, C., Villemin, G., Portal, J.M., Toutain, F., and Morel, J.L. 1991. Nature des matières organiques associées aux fractions argileuses d'un sol ferrallitique. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences de Paris* **312**: 1491–1497
- Fischer, T. 1993. Einflub von Winterweizen und Winterroggen in Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Getreideanteil auf die mikrobielle Biomasse und jahreszeitliche Kohlenstoffdynamik des Bodens. *Arch Acker Pflanzenbau Bodenkd.* **37**: 181–189 (abstract in English)
- Follett, R. F. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil Tillage Res.* **61**: 77–92
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdoui, N., Mary, B., and Rumpel, C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* **450**: 277–281

- Ford-Robertson, J.B. 1997. Carbon balance calculations for forest industries — a review. *N. Z. For.* **42**: 32–36
- Fortier, J., Gagnon, D., Truax, B., and Lambert, F. 2010. Biomass and volume yield after 6 years in multiclonal hybrid poplar riparian buffer strips. *Biomass and Bioenergy* doi:10.1016/j.biombioe.2010.02.011
- Frank, A.B., Berdahl, J.D., Hanson, J.D., Liebig, M.A., and Johnson, H.A. 2004. Biomass and carbon partitioning in switchgrass. *Crop Sci.* **44**: 1391–1396
- Frey, S.D., Elliott, E.T., and Paustian, K. 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol. Biochem.* **31**: 573–585
- Gale, W.J., Cambardella, C.A., and Bailey, T.B. 2000. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**: 201–207
- Garcia, J.P., Wortmann, C.S., Mamo, M. Drijber, R., and Tarkalson, D. 2007. One-time tillage of no-till: effects on nutrients, mycorrhizae, and phosphorus uptake. *Agron. J.* **99**: 1093–1103
- Garten Jr., C. T., and Wullschleger, S. D. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (switchgrass): measurement limitations. *J. Environ. Qual.* **28**: 1359–1365
- Garten Jr., C. T., and Wullschleger, S. D. 2000. Soil carbon dynamics beneath switchgrass as indicated by stable isotope analysis. *J. Environ. Qual.* **29**: 645–653
- Ghani, A., Dexter, M., Sarathchandra, U., Perrott, K.W., and Singleton, P. 2000. Assessment of extractable hot-water carbon as an indicator of soil quality on soils under long-term pastoral, cropping, market gardening and native vegetation. Proc. Aust. NZ. Joint Soils Conf. **2**: 119–120
- Ghani, A., Dexter, M., and Perrot, K.W. 2003. Hot-water extractable C in soils: A sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* **35**: 1231–1243
- Goh, K.M., and Haynes, R.J. 1986. Nitrogen and agronomic practice In Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System. Edited by Haynes, R.J. Academic Press, Orlando, FL 379–468.
- Graham, M. H., Haynes, R. J., and Meyer, J. H. 2002. Soil organic matter content and quality: Effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biol. Biochem.* **34**: 93–102
- Grandy, S., and Robertson, G.P. 2006. Aggregation and organic matter protection following tillage of a previously uncultivated. *Soil. Soil Sci. Soc. Am. J.* **70**: 1398–1406

- Gregorich, E.G., Voroney, R.P., and Kachnoski, R.G. 1991. Turnover of carbon through the microbial biomass in soils with different textures. *Soil Biol. Biochem.* **23**: 799–805
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A. Monreal, C.M. and B.H. Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* **74**:367–385
- Gregorich, E.G., and Janzen, H.H. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macro-organic matter *In Structure and Soil Organic Matter Storage in Agricultural Soils. Edited by Carter, M.R., and Steward, B.A. CRC Press, Boca Raton, FL.* 167–190
- Gregorich, E.G., Drury, C.F., and Baldock, J.A. 2001. Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation. *Canadian Journal of Soil Science* **81**: 21–31
- Grigal, D. F., and Berguson, W. E. 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass Bioenergy* **14**: 371–377
- Guggenberger, G., Dfrey, S., Six, J., Paustian, K., and Elliot, E.T. 1999. Bacterial and fungal cell-wall residues in conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* **63**: 1188–1198
- Hansen, E. A. 1993. Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the north central United States. *Biomass Bioenergy* **5**: 431–436
- Harrison, K. G., Broecker, W. S., and Bonani, G. 1993. The effect of changing land use on soil radiocarbon. *Science* **262**: 725–726
- Haynes, R.J., and Francis, G.S. 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science* **44**: 665–675
- Haynes, R. J., and Beare, M. H. 1996. Aggregation and organic matter storage in mesothermal, humid Soils *In Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. Edited by Carter, M. R., and Stewart, B. A. CRC Press, Boca Raton, FL* pp. 213–262
- Haynes, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy* **85**: 221–268
- He, H.B. 2005. Microbial transformation process and dynamics of soil amino sugars. Ph.D dissertation. *Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences*
- Hillring, B. 2002. Rural development and bioenergy – experiences from 20 years of development in Sweden. *Biomass and Bioenergy* **23(6)**: 443–451

- Hosner J.F., and Graney D.L. 1970. The relative growth of three forest tree species on soils associated with different successional stages in Virginia. *American Midland Naturalist* **84**: 418-427.
- Hu, S., Coleman, D.C., Beare, M.H., and Hendrix, P.E. 1995. Soil carbohydrates in aggrading and degrading agroecosystems: influences of fungi and aggregates. *Agric. Econ. Environ.* **54**: 77–88
- Huntington, T. G. 1995. Carbon sequestration in an aggrading forest ecosystem in the southeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**: 1459–1467
- IPCC. 2001. Climate Change. 2001. Mitigation In Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Edited by Metz, B., Davidson, O., Swart, R., and Pan, J. Cambridge University Press, Cambridge, UK 719
- Jacinthe, P.A., Lal, R., and Kimble, J.M. 2002. Effects of wheat residue fertilization on accumulation and biochemical attributes of organic carbon in a Central Ohio Luvisol. *Soil Sci.* **167**: 750–758
- Janzen, H.H., Campbell, C.A., Ellert, B.H., and Bremer, E. 1997. Soil organic matter dynamics and their relationship to soil quality In Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. Edited by Gregorich, E.G., and Carter, M.R. Elsevier, Amsterdam 277–291
- Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agriculture Ecosystems and Environment* **104**:399–417
- Janzen, H.H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology & Biochemistry* **38**: 419-424
- Jenkinson, D. S., Adams, D. E., and Wild, A. 1991. Model estimates of CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to global warming. *Nature* **351**: 304–306
- Jobbagy, E.G., and Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* **10**: 423–436
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., and Flessa, H. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* **128**: 63–79
- Johnson, D. W. 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water Air Soil Pollut.* **64**: 83–120
- Johnson, D.W., and Curtis, P.S. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* **140**: 227–238

- Jørgensen, U., Dalgaard, T., and Kristensen, E.S. 2005. Biomass energy in organic farming—The potential role of short rotation Coppice. *Biomass and Bioenergy* **28**: 237-248
- Jug, A., Makeschin, F., Rehfuss, K.E., and Hofmann-Schielle, C. 1999. Short- rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *Forest Ecology and Management* **121**: 85-99
- Kahle, P., Baum, C., Boelcke, B., Kohl, J., and Ulrich, R. 2010 .Vertical distribution of soil properties under short-rotation forestry in Northern Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **000**: 1–10
- Kettler, T.A., Lyon, D.J., Doran, J.W. ,Powers, W.L., and Stroup, W.W. 2000. Soil quality assessment after weed-control tillage in a no-till wheat-fallow cropping system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**: 339–346
- Khan, S.A., Mulvaney, R.L., Ellsworth, T.R., and Boast, C.W. 2007.The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality* **36**: 1821–1832
- Khanna, M., Yoder, M., Calamai, L., and Stotzky, G. 1998. X-ray diffractometry and electron microscopy of DNA bond to clay minerals. *Sciences of Soils* **3**: 1–10
- Kong A.Y.Y., Six J., Bryant D.C., Denison R.F., van Kessel C. 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Sci Soc Am J* **69**:1078–1085
- Körschens, M., Schulz, E., and Behm, R. 1990. Hot water extractable carbon and nitrogen of soils as a criterion for their ability of N-release. *Zentralbl. f. Mikrobiol.* **145** : 305–311
- Kort, J., Collins, M., and Ditsch, D. 1998. A review of soil erosion potential associated with biomass crops. *Biomass and Bioenergy* **14**(4): 351–359
- Kortemaa, H., Pennanen, T., Smolander, A., and Haahtela, K. 1997. Distribution of antagonistic Streptomyces griseoviridis in rhizosphere and nonrhizosphere sand. *Journal of Phytopathology* **145**: 137–143
- Kruse, J.S., Kissel, D.E., and Cabrera, M.L. 2004. Effects of drying and rewetting on carbon and nitrogen mineralization in soils and incorporated residues. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* **69**: 247–256

- Labrecque, M., Teodorescu, T.I., and Daigle, S. 1994a. Effect of sludge application on early development of two *Salix* species: productivity and heavy metals in plants and in soil solutions. In Willow vegetation filters for municipal wastewater and sludge. A biological purification system. Edited by Aronsson, P., and Perttu, K. *Sver. Lanbruksuniv. Inst. Ekol. Miljovard Rep.* **50**: 157–165
- Labrecque, M., Teodorescu, T.I., Babeux, P., Cogliastro, A., and Daigle, S. 1994 b. Impact of herbaceous competition and drainage conditions on the early productivity of willows under short-rotation intensive culture. *Can. J. For. Res.* **24**: 493–501
- Labrecque, M., Teodorescu, T.I., and Daigle, S. 1995. Effect of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of two *Salix* species. *Plant Soil* **171**: 303–316
- Labrecque, M., and Teodorescu, T.I. 2005. Field performance and biomass production of 12 willow and poplar clones in short-rotation coppice in southern Quebec (Canada). *Biomass and bioenergy* **29**: 1-9
- Laganière, J., Angers, D.A., and Paré, D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biol.* **16**: 439–453
- Laird, D.A. 2008. The charcoal vision: a win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality. *Agronomy Journal* **100**: 178–181
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* **123** : 1–22
- Lal, R. 2007. Carbon management in agricultural soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **12**: 303–322
- Lal, R. 2008. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European journal of science* **60**: 158-169
- Lal, R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *Eur J Soil Sci* **60**: 158–169
- Lavelle, P., Blanchart, E., Martin, A., Martin, S., Spain, A., Toutain, F., Barois, I., and Schaefer, R. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica* **25**: 130–150
- Lehman, J., James, K., and Solomon, D. 2007. Organic matter stabilization in soil microaggregates: implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms. *Biogeochemistry* **85**: 45–57
- Lemus, R. 2000. Cultivar and Fertility Effects on Switchgrass Biofuel Production in Southern Iowa. *M.S. Thesis. Iowa State University, Ames, Iowa*
- Lemus, R., and Lal, R. 2005. Bioenergy crops and carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* **24**: 1–21

- Leuschner, C., Harteveld, M., and Hertel, D. 2009. Consequence of increasing forest intensity for biomass, morphology and growth of fine root in a tropical moist forest on Sulawesi, Indonesia. *Agriculture, ecosystems and environment* **129**: 474-481
- Liang, W.J., Wen, D.Z., Li, W.G., and Guan, Z.O. 2000. Effects of cultivation on soil organic carbon dynamics in agroecosystems. (In Chinese.) *Syst. Sci. Comprehen. Studies Agric.* **16**:241–244.
- Liang, C., Zhang, X., and Balser, T.C. 2007. Net microbial amino sugar accumulation process in soil as influenced by different plant material inputs. *Biology and Fertility of Soils* **44**: 1–7
- Liebig, M.A., Johnson, H.A., Hanson, J.D., and Frank, A.B. 2005. Soil carbon under switchgrass stands and cultivated cropland. *Biomass Bioenergy* **28**: 347–354
- Liu, X., Herbert, S.J., Hashemi, A.M., Zhang, X., and Ding, G. 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation-a review. *Plant, Soil & Environment* **52**: 531–543
- Loveland, P., and Webb, J. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Tillage Res.* **70**: 1–18
- Lteif, A., Whalen, J.K., Bradley, R.L., and Camire, C. 2007. Mixtures of papermill biosolids and pig slurry improve soil quality and growth of hybrid poplar. *Soil Use Manag.* **23**: 393–403
- Lützow, M.V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, G., and B., Flessa, H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. *Eur. J. Soil Sci.* **57**: 426–445
- Ma, Z., Wood, C.W., and Bransby, D.I. 2000a. Soil management impacts on soil carbon sequestration by switchgrass. *Biomass Bioenergy* **18**: 469–477
- Ma, Z., Wood, C.W., and Bransby, D.I. 2000 b. Carbon dynamics subsequent to establishment of switchgrass. *Biomass Bioenergy* **18**: 93–104
- Mackenzie, A.F., Fan, M.X., and Cardin, F., 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn – soybeans – alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality* **27**: 698–703.
- Mann, L., and Tolbert, V. 2000. Soil sustainability in renewable biomass plantings. *Ambio* **29**: 492–498
- Martens, R. 1995. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biol. Fertil. Soils* **19**: 87–99

- Martin, J.P., Filip, Z., and Haider, K. 1976. Effect of montmorillonite and humate on growth and metabolic activity of some actinomycetes. *Soil Biol. Biochem.* **8**: 409–413
- Mathers, N.J., Mao X.A., Xu, Z.H., Saffigna, P.G., Berners-Price, S.J., and Perera, M.C.S. 2000. Recent advances in the application of  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  NMR spectroscopy to soil organic matter studies. *Aust. J. Soil Res.* **38**: 769–787
- McLaughlan, K.K., and Hobbie, S.E. 2004. Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**: 1616–1625
- McLaughlin, S.B., Samson, R., Bransby, S., and Wiselogel, A. 1996. Evaluating physical, chemical, and energetic properties of perennial grasses as biofuels *In Proceedings of the Seventh National Bioenergy Conference of Bioenergy* 1: 1-8
- McLaughlin, S.B., and Kszos, A.L. 2005. Development of switchgrass (*Panicum virgatum*) as a bioenergy feedstock in the United States. *Biomass and Bioenergy* **28**: 515–535
- Miller, R.M., and Jastrow, J.D. 1990. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil Biol. Biochem.* **22**: 579–584
- Mirck, J., Isebrands, J.G., Verwijst, T., and Ledin S. 2005. Development of short- rotation willow coppice systems for environmental purposes in Sweden. *Biomass and Bioenergy* **28**: 219-228
- Munson, A.D., Margolis, H.A., and Brand, D.G. 1993. Intensive silvicultural treatment: impacts on soil fertility and planted conifer response. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**: 246–255
- Nadelhoffer, K.H., Aber, J.D., and Melillo, J.M. 1985. Fine roots, net primary production and soil nitrogen: a new hypothesis. *Ecology* **66**: 1377–1390
- Nambiar, E.K.S., and Zed, P.G. 1980. Influence of weeds on the water potential, nutrient content and growth of young radiata pine. *Australian Forest Research* **10**: 279-288
- Nordt, L.C., Wilding, L.P., and Drees, L.R. 2000. Pedogenic carbonate transformations in leaching soil systems; implications for the global carbon cycle. In: Global Climate Change and Pedogenic Carbonates. Edited by Lal, R. et al. CRC/Lewis, Boca Raton, FL. 43–64
- Omonode, R.A., Gal, A., Stott, D.E., Abney, T.S., and Vyn, T.J. 2006. Short-term vs. continuous chisel and no-till effects on soil carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **70**: 419–425
- Parsons, J.W. 1981. Chemistry and distribution of amino sugars *In Soil biochemistry. Edited by Paul, E.A., and Ladd, J.N. Marcel Dekker, New York.* **5**: 197–227

- Park, G. 1996. Effects of clone, fertilization, cutting cycle and spacing on carbon content of willows. PH.D Thesis. *SUNY Coll. Envir. Sci. and For., Syracuse, N.Y.* 205 p.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., and Khanna, P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.* **168**: 241– 257
- Paustian, K., Andren, O., Janzen, J., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M., and Woomer, P.L. 1997. Agricultural soils as sinks to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use and Management* **13**: 230-244
- Perttu KL. 1998. Environmental justification for short-rotation forestry in Sweden. *Biomass and Bioenergy* **15(1)**:1–6
- Piccolo, A. 2002. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. *Advances in Agronomy* **75**: 57– 134
- Polglase, P.J., Paul, K.I., Khanna, P.K., Nyakuengama, J.G., O'Connell, A.M., Grove, T.S., and Battaglia, M., 2000. Change in soil carbon following afforestation or reforestation: review of experimental evidence and development of a conceptual framework. NCAS Technical Report No. 20. Australian Greenhouse Office, Canberra, ACT, Australia, p. 117
- Post, W.M., and Kwon, K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Glob. Change Biol.* **6** : 317–327
- Pregitzer, K. S., Dickmann, D. I., Hendrick, R., and Nguyen, P. V. 1990. Whole- tree carbon and nitrogen partitioning in young hybrid poplars. *Tree Physiol.* **7**: 79–93
- Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Maziasz, J., DeForest, J., Curtis, P.S., and Lussenhop, J. 2000. Interactive effects of atmospheric CO<sub>2</sub> and soil-N availability on fine roots of *Populus tremuloides*. *Ecol. Appl.* **10**: 18–33
- Puget, P., Angers, D.A., and Chenu, C., 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry* **31**: 55– 63
- Puget, P., and Drinkwater, L.E. 2001. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **65**: 771–779
- Quideau, S.A., Chadwick, O.A., Trumbore, S.E., Johnson-Maynard, J.L., Graham, R.C., and Anderson, M.A. 2001. Vegetation control on soil organic matter dynamics. *Organic Geochemistry* **32**: 247–252
- Richter, D.D., and Markewitz, D. 2001. Understanding Soil Change: Soil sustainability over millennia, centuries, and decades. *Cambridge University Press, Cambridge, UK*

- Robinson, B., Mills, T., Petit, D., Fung, L., Green, S., and Clothier, B. 2000. Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: implications for phytoremediation. *Plant Soil* **227**: 301–306
- Rochette, P. 2008. No-till only increases N<sub>2</sub>O emissions in poorly-aerated soils. *Soil and Tillage Research* **101**: 97–100
- Rosenqvist, H., Roos, A., Ling, E., and Hektor, B. 1999. Willow growers in Sweden. *Biomass and Bioenergy* **18**: 137–145
- Ross, D.J., Tate, K.R., Scott, N.A., Wilde, H.A., Rodda, N.J., and Townsend, J.A. 2002. Afforestation of pastures with *Pinus radiata* influences soil C and nitrogen pools and mineralization and microbial properties. *Aust. J. Soil Res.* **40**: 1303–1318
- Roygard, J.K.F., Green, S.R., Clothier, B.E., Sims, R.E.H., and Bolan, N.S. 1999. Short rotation forestry for land treatment of effluent—A lysimeter study. *Aust. J. Soil Res.* **37**: 983–992
- Rytter, R.M., and Hansson, A.C. 1996. Seasonal amount, growth and depth distribution of fine roots in an irrigated and fertilized *Salix viminalis* L. plantation. *Biomass and Bioenergy* **11**: 129–137
- Samson, R.A., and Omelian, J.A. 1994. Switchgrass: a potential biomass energy crop for ethanol production. In Proceedings of the Thirteenth North American Prairie Conference. Edited by Wickett, R.G., Lewis, P.D., and Woodliffe, A. 253–258
- Sanchez, F. G., and Eaton, R. J. 2001. Sequestering carbon and improving soils: benefits of mulching and incorporating forest slash. *J. Forest.* **99**: 32–36
- Sanchez, F. G., Carter, E. A., and Klepac, J. F. 2003. Enhancing the soil organic matter pool through biomass incorporation. *Biomass Bioenergy* **24**: 337–349
- Sartori, F., Lal, R., Ebinger, M.H., and Parrish, D.J. 2006. Potential soil carbon sequestration and CO<sub>2</sub> offset by dedicated energy crops in the USA. *Critical Reviews in Plant Sciences* **25**: 441–472
- Scharpenseel, H.W., and Becker-Heidmann, P. 1989. Shifts in <sup>14</sup>C patterns of soil profiles due to bomb carbon, including effects of morphogenetic and turbation processes. *Radiocarbon* **31**: 627–636
- Schlesinger, W.H. 2000. Carbon sequestration in soils: some cautions amidst optimism. *Agric. Ecosyst. Environ.* **82**: 121–127
- Schlesinger, W. H., and Lichter, J. 2001. Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature* **411**: 466–469
- Sean, S.T., and Labrecque, M. 2006. Use of short-rotation coppice willow clone of *Salix viminalis* as furnish panel production. *Forest products Journal* **56** (9): 47–52

- Sekiguchi, H., Watanabe, M., Nakahara, T., Xu, B.H., and Uchiyama, H. 2002. Succession of bacterial community structure along the Changjiang River determined by denaturing gradient gel electrophoresis and clone library analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* **68**: 5142–5150
- Sexstone, A.J., Revsbech, N.P., Parkin, T.B., and Tiedje, J.M. 1985. Direct measurement of oxygen profiles and denitrification rates in soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**: 645–651
- Sims, R. E. H., Hastings, A., Schlamadinger, B., Taylor, G., and Smith, P. 2006. Energy crops: current status and future prospects. *Glob. Change Biol.* **12**: 1–23
- Smith, P. 2004. Engineered biological sinks on land *In The Global Carbon Cycle*. Edited by Field, C.B., and Raupach, M.R. *Island Press, Washington*. pp. 479–491
- Sirén, G, Sennerby-Forsse, L., Ledin, S. 1987. Energy plantations - short rotation forestry in Sweden *In Hall OD*. Edited by Overend, R.P. *Biomass regenerable energy*. Wiley, London. 119-143
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., and Doran, J.W. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* **62**: 1367–1377
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., and Combrink, C. 2000. Soil structure and organic matter. I. Distribution of aggregate size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**: 681–689
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Sa, M.J.C., and Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils- effects of no-tillage. *Agron. Agric. Environ.* **22**:755–775
- Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., and Batten, K.M. 2006. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **70**: 555-569
- Sollins, P., Homann, P., and Caldwell, B. A. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. *Geoderma* **74**: 65–105
- Sowden, F.J. 1968. Effect of long-term annual additions of various organic amendments on the nitrogenous components of a clay and a sand. *Can J Soil Sci.* **48**: 331–339
- Sparling, G., Vojvodic-Vokovic, M., and Schipper, L.A. 1998. Hot-water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: The relationship with microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* **30**:1469–1472
- Stevenson, F.J. 1983. Isolation and identification of amino sugars in soil. *Soil Science Society of America Journal* **47**: 61–65

- Stevenson, F.J. 1994. Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions. Wiley, New York
- Stotzky, G., and Rem, L.T. 1966. Influence of clay minerals on microorganisms. I. Montmorillonite and kaolinite on bacteria. *Can. J. Microbiol.* **12**: 547–563
- Theng, B.K.G. 1979. Formation and properties of clay-polymer complexes. *Elsevier, Amsterdam*
- Tisdall, J.M., and Oades, J.M. 1979. Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. *Aust. J. Soil Res* **17**: 429-441
- Tisdall, J.M., and Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* **33**: 141-163
- Trumbore, S.E., and Gaudinski, J.B. 2003. The Secret Lives of Roots. *Science* **302**:1344-1345
- Tufekcioglu, A., Raich, J. W., Isenhart, T. M., and Schultz, R. C. 1999. Fine root dynamics, coarse root biomass, root distribution, and soil respiration in a multispecies riparian buffer in Central Iowa, USA. *Agroforest. Syst.* **44**: 163–174
- Ulzen-Appiah, F., R.D. Briggs, L.P. Abrahamson, and D.H. Bickelhaupt. 2000. Soil carbon pools in short rotation willow (*Salix dasyclados*) plantation four years after establishment *In Proceedings of Bioenergy, Buffalo, NY October 15 – 19*
- VandenBygaart, A.J., and Kay, B.D. 2004. Persistence of soil organic carbon after plowing a long-term no-till field in Southern Ontario, Canada. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**:1394–1402
- Verwijst, T. 2001. Willows: an underestimated resource for environment and society. *Forestry Chronicle* **77(2)**: 281–285
- Volk, T.A., Verwijst, T., Tharakan, P.J., Abrahamson, L.P., and White, E.H. 2004. Growing fuel: a sustainability assessment of willow biomass crops. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**: 411–418
- Volk, T.A., Abrahamson, L.P., Nowak, C.A., Smart, L.B., Tharakan, P.J., and White, E.H. 2006. The development of short-rotation willow in the northeastern United States for bioenergy and bioproducts, agroforestry and phytoremediation. *Biomass and Bioenergy* **30** : 715-727
- Wander, M., and Nissen, T. 2004. Value of soil organic carbon in agricultural lands. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **9**: 417–431
- Whitelaw-Weckert, M.A., Rhaman, L., Hutton R.J., and Coombes, N. 2007. Permanent swards increase soil microbial counts in two Australian vineyards. *Applied Soil Ecology* **36** (2007) 224–232

- WMO. 2006. Greenhouse Gas Bulletin. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- Wolters, V. 2000. Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biology and Fertility of Soils* **31**: 1–19
- Woods, P.V., Nambiar, E.K.S., and Smethurst, .PJ. 1992. Effect of annual weeds on water and nitrogen availability to Pinus radiata trees in a young plantation. *Forest Ecology and Management* **48**: 145–163
- Zan, C.S., Fyles, J.W., Girouard, P., and Sampson, R.A. 2001. Carbon sequestration in perennial bioenergy, annual corn and uncultivated systems in southern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **86**: 135–144



## **Chapitre 2**

**Preliminary assessment of soil carbon sequestration  
potential of short rotation intensive cultures of willow  
established on abandoned alfalfa fields in southern  
Québec**

JEREMIE LOCKWELL ET MICHEL LABRECQUE

## 2.1 Abstract

Short-rotation willow coppice (SRWC) is a type of land-use management that can be used as a remediation tool for environmental problems as well as feedstock for bioenergy production. It has been determined that bioenergy crops have the potential to promote soil carbon sequestration. However, the conditions under which sequestration is likely to occur have not all been determined and can be very site specific. Over the last ten years, many hectares of SRWC have been established on abandoned farmlands in southern Québec (Canada). Yet few studies have examined whether these willow plantations act as carbon sinks or as carbon sources, as compared to the former type of agricultural management performed on these fields. A preliminary paired-site study was conducted to assess the impact of these changes in land-use management on soil carbon stocks and dynamics shortly after they were established at one site and after multiple rotations at another site. We found that two years of willow growth and the establishment event did not cause variations in the total soil organic carbon pool (TSOC) and in the hot-water carbon (HWC) pool. On the other hand, we detected an increase in amino sugars in the soil surface (0-20cm) of the establishing willow plantations. We associated this to the effect of the green manure that was applied before planting. Under SRWC with multiple rotations, we measured a redistribution of TSOC in the vertical profile (0-40cm) but no TSOC difference compared to previous land-use. In the subsoil (20-40cm) we found indications of depletion of more labile soil organic carbon (SOC) pools (HWC and muramic acid). Findings lead us to conclude that conversion from abandoned alfalfa fields to SRWC did not create carbon sinks in this case. Certain agricultural practices linked to SRWC might impede its potential to sequester carbon.

## 2.2 INTRODUCTION

Short-rotation willow coppice (SRWC) designates a type of land-use management in which fast growing willow clones planted at high density are harvested following short cycles of less than 5 years (Perttu 1998, Verwijst 2001). SRWC was introduced in Sweden following the oil crisis in the 1970s (Sirén et al. 1987). Mainly used for bioenergy production, this cultivation system is also known for its effective remediation of a series of environmental issues from soil decontamination to organic waste disposal (such as pig slurry) through valorization of these substances as crop fertilizers (Aronsson and Perttu 2001, Labrecque and Teodorescu 2001, Mirck et al. 2005). Because willow biomass dedicated to energy production provides a carbon neutral fuel for power, several countries with a temperate climate have envisaged the development of SRWC as a tool to mitigate carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) emissions (Volk et al. 2004). But, unlike alternative carbon neutral energy sources (wind, nuclear, solar, etc.), bioenergy crops offer the benefit of potentially sequestering organic carbon in the soil of their production site (Hansen 1993, Zan 2001, Lemus et Lal 2005, Sartori et al. 2006, Lehmann 2007). Therefore, it is possible to use this type of management to remediate the historical C depletion in arable lands caused by soil mismanagement, land misuse and intensive agriculture practices. These types of situations have severely affected soil structure, changed plant substrate distribution patterns in soil and favored soil erosion (Haynes 2005). As a consequence, affected lands have lost their ability to protect organic matter from oxidative processes (Follett 2001). On average, it is estimated that arable lands have lost close to 30% of pre-agricultural quantity of soil organic carbon in the first 100 cm (Post and Kwon 2000). Past C loss now represents an opportunity since degraded soil plots can be refilled with atmospheric carbon captured in plant biomass (Lal 2004, Janzen 2006). This can be achieved mainly through land-use management and agricultural practices that add significant quantities of substrate to the soil while promoting soil structure, minimizing disturbances, conserving soil and water and enhancing nutrient cycling (Lal 2004).

In their review, Sartori et al. (2006) estimate that woody bioenergy crops can realistically sequester up to 1.6 tons of soil organic carbon (SOC) per hectare per year under temperate climates. Carbon sequestration studies under bioenergy crops are

complicated by the fact that soil organic matter (SOM) is made up of numerous carbonaceous compounds that react differently to changes in agricultural practices (Ghani et al. 2003). Also, the large background quantity of C already present in a given soil plot makes it highly difficult to discern changes in the short term (Gregorich et al. 1994). This is especially true because changes in total soil organic carbon (TSOC) are often slow and gradual. Therefore, there has been interest in isolating carbon pools through physical and chemical fractionation to better understand SOC dynamics (Sparling et al. 1998, Ulzen-Appiah et al. 2000). Labile C pools, which are relatively small compared to TSOC and have a fast turnover, are of particular interest since they tend to react disproportionately to changes that affect the balance of C mineralization and accumulation in soil. Consequently, they can be used as preliminary indicators to assess if a new type of management will behave like a C sink or a C source compared to the previous system (Gregorich et al. 1994, Haynes and Beare 1996). Additionally, they can give information on modifications in SOC dynamics that would affect soil quality. This last parameter designates the soil capacity to function within ecosystem limits, to sustain environmental quality and to promote plant and animal health while maintaining its biological productivity (Carter et al. 1997, Doran and Parkin 1994). Agricultural practices that would improve soil quality would make crop productiveness less dependent on fertilization, irrigation and till (Loveland and Webb 2003). Land-use management is considered sustainable when it conserves key soil functions (Karlen et al. 2003). Studies regarding soil quality under bioenergy crops in current literature are few. Labile carbon pools dominated by soil microbial biomass and byproducts could represent interesting tools to assess C dynamics and soil quality in SRWC. Microbial biomass represents 1-5% of SOC (Haynes 2005) but its activity is omnipresent in biological mediated SOC sequestration. Such activity ranges from transformation of plant substrate into recalcitrant humic substances to elaboration and exudation of metabolic products responsible for the cohesion of aggregates that protect labile C pools (Haynes 2005). Two microbial derived SOC pools have recently been used as indicators of C dynamics in soils: hot water extractable carbon and amino sugars (Ghani et al. 2003, Liang et al. 2007*a,b*).

Hot water extractible carbon (HWC) is a labile pool generally well correlated with microbial biomass size, macroaggregate stability, microaggregate characteristics, root exudation and, as such, can be used as a relatively simple proxy for those variables

(Cheshire 1979, Haynes et al. 1991, Puget et al. 1999, Ghani et al. 2003). Those parameters are also key factors in judging the quality of soil. Therefore, HWC has been dubbed an “integrated indicator of soil quality” in soil-plant ecosystems (Ghani et al. 2003) as well as an indicator of bio-available SOC (Chen et al. 2004). Biochemically, it is a pool rich in amorphous polysaccharides probably originating, in part, from microbial and root exudates (Feller et al. 1991, Fischer 1993). It also constitutes a pool of carbohydrates much more involved in soil biological structuration than the total carbohydrates C pool (Haynes et Swift 1991).

Amino sugars (AS) form a SOC pool with an intermediate C turnover rate (Simpson et al. 2004). Plants do not synthesize AS significantly (Parson 1981). The major parts of AS in soils are found as relics of bacteria and fungi cell walls in the microbial necromass and, to a much lesser degree, in living soil microbial biomass and some invertebrates. Amino sugars are rapidly synthesized during the mineralization of diverse organic materials (Sowden 1968) and are known to be relatively more stable in soil over time than the biomass from which they are issued (Guggenberger et al. 1999). For these reasons, they have been used in soils to estimate microbial contribution to SOC sequestration and turnover.

Out of a variety of AS, three are particularly interesting in carbon sequestration studies: muramic acid (MurA), galactosamine (GalN) and glucosamine (GlcN) (Zhang and Amelung 1996). MurA is used as a biomarker for bacteria since it comes exclusively from their murein skeleton. Bacteria also contain GlcN in approximately the same amount (1:1 ratio) (Brock and Madigan 1988). Glucosamine originates mainly from fungi chitinous cell walls (Parsons 1981). Galactosamine is generally considered an AS of bacterial origin. GlcN/MurA and GlcN/GalN ratios have both been used successfully to compare the relative contribution of fungi and bacteria to SOM accumulation and turnover (Zhang et al. 1999).

It is important to determine microbial biomass characteristics and residue dynamics in carbon sequestration studies since there is mounting evidence that fungi and bacteria do not contribute equally to SOC sequestration. Studies point to an important role of fungi in soil structuration. For example, some researchers found a good correlation between hyphae

length and aggregate stability (Tisdall and Oades 1979, Miller and Jastrow 1990). Simpson et al. (2004) also found more fungi derived amino sugars within microaggregates of no-till compared to conventional till management. Finally, Six et al. (2006) reviewed studies on bacterial and fungal contribution to C sequestration. They came to the conclusion that agroecosystems that promote a fungi-dominated community usually show better SOM sequestration potential and a better soil quality even if underlying mechanisms have yet to be fully understood.

In southern Québec, approximately 200 hectares (ha) of SRWC have been established on marginal agricultural lands including abandoned alfalfa fields. Despite the fact that those plantations have been subject to studies for more than 15 years, little research has been conducted to understand changes in soil C stock and dynamics upon establishment and throughout their exploitation. Therefore, the main objective of this study was to verify whether the soil under SRWC management behaves like a carbon sink or a carbon source compared to prior land-use management following land-use conversion. To reach this objective, TSOC was measured in the soil under SRWC of different ages. It was compared to TSOC in the soil of chosen adjacent fields. Those selected fields were judged to be under similar conditions than the fields upon which SRWC were originally established. AS data and HWC data were also gathered to evaluate if the conversion led to the improvement or deterioration of soil quality.

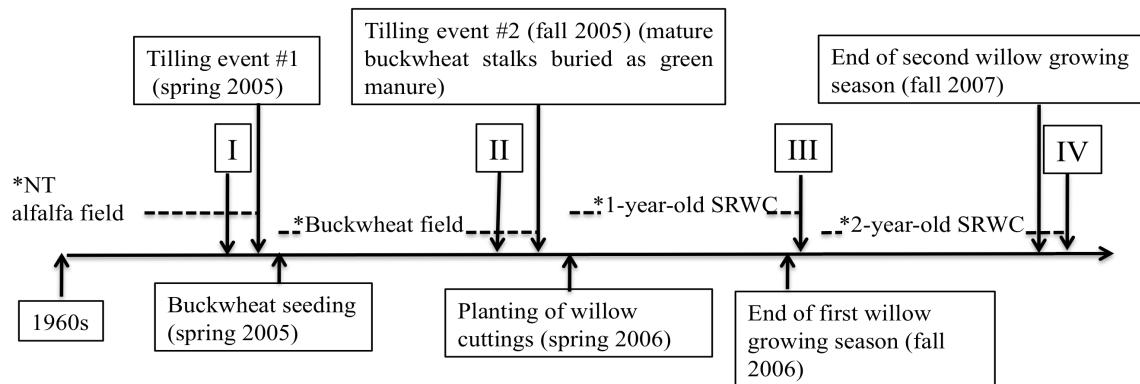
## 2.3 MATERIAL AND METHODS

### 2.3.1 *Sites description and experimental design*

One willow clone, *Salix miyabeana* SX67, identified as one of the most productive in southern Québec (Labrecque and Teodorescu 2005) was considered for this study, which was undertaken on two different sites. Total precipitation and mean air temperature for all sites were 999.6 mm and 6.8 °C (mean of February: -10.9 °C, mean of July: 20.4 °C).

The first was located in the municipality of Boisbriand near Montreal, Québec ( $45^{\circ} 37' N$ ;  $73^{\circ} 50' W$ ). It consists of willow plantations of diverse ages, established on abandoned hay croplands. During the conversion from alfalfa to willow, a transitional land-use management was used in the form of a buckwheat culture. Following the tilling of a given alfalfa plot in the fall, buckwheat stalks were grown for one season before being plowed into the ground, in the fall, to serve as green manure. Willow cuttings were then planted in the following spring (fig. 2.1). The trees of the first willow plantation sampled had 1-year old roots and stems whereas the other had trees with 2-year old roots and stems. Those two treatments are referred as “1-year-old SRWC” and “2-year-old SRWC”, respectively, in the remainder of the text. Each of these fields included several plots 3 meters apart from each other. Each plot had 6 rows 1.8 m apart with an interval of 0.30 m between plants on the same row for a density of about  $16\,000$  cutting  $ha^{-1}$ . No fertilizer has been applied. At this site, two controls were used as benchmarks against which loss or gains of different SOC pools from 1-year-old-SRWC and 2-year-old SRWC could be compared. Those matched as closely as possible the historical conditions and the soil texture (fig. 2.1) of the treatments present prior to willow establishment. Firstly, a field under hay culture for at least 40 years (without amendment and till) was used as control. The second was a field that was under buckwheat to be used as a transitional land-use management in the establishment of a SRWC. Those two treatments are referred as “no-till alfalfa field” (NT alfalfa field) and “buckwheat field”, respectively, in the remainder of the text. The soil at this site is a clay loam for all treatments as determined by the Bouyoucos method (Boyouscos 1962).

### **Boisbriand site (SRWC establishment site)**



Treatment	Sand	Silt	Clay	Textural class
NT alfalfa field	23	38	39	clay loam
Buckwheat field	22	48	30	clay loam
1-year-old SRWC	30	38	32	clay loam
2-year-old SRWC	32	40	28	clay loam

Figure 2.1: Schema that represents the succession of treatments and events in the process of a SRWC establishment (Top). Each treatment was sampled simultaneously, using a space for time substitution, in the fall of 2007. Consequently, indicated years only match for the establishment of the 2-year-old SRWC. Relative sampling time for all treatments, i.e. NT alfalfa field (I), buckwheat field (II), 1-year-old SRWC (III) and 2-year-old SRWC (IV), are indicated on the timeline. Granulometry data for the different treatments at the Boisbriand site are also indicated (Bottom).

The second site was situated in Huntingdon, also near Montreal ( $45^{\circ} 08' N$ ;  $74^{\circ} 08' W$ ) in a field where willows were planted with a similar design. The plantation studied was established on a former hay crop, which was conventionally prepared for willow plantation in 1999 (i.e. weed vegetation killed by an application of  $2.5 \text{ l ha}^{-1}$  of glyphosate (Roundup))(fig. 2.2). At the time of this study, trees were in a third coppicing cycle with 9-year old roots and three-year-old stems. This treatment is referred as “9-year-old SRWC” in the remainder of the text. Fertilizers had been applied in the form of wastewater sludge and chemical fertilizers in 2000 and 2006, respectively. At this site, the SRWC was compared to an abandoned (ABA) hay field that was under unfertilized no-till alfalfa for at least 15 years. A short-term no-till (ST-NT) crop rotation was also used for comparison at this site. In this last treatment, the till phase of the rotation was subsequently under corn, soy and barley. The plot was amended annually with chemical fertilizers and tilled. The no-till phase was under alfalfa. At the time of sampling, the plot had been under annually

fertilized no-till alfalfa for six years. Those two treatments are referred as “ABA alfalfa field” and “ST-NT alfalfa field”, respectively, in the remainder of the text. The soil at this site is a clayey silt loam.

### Huntingdon site (SRWC exploitation site)

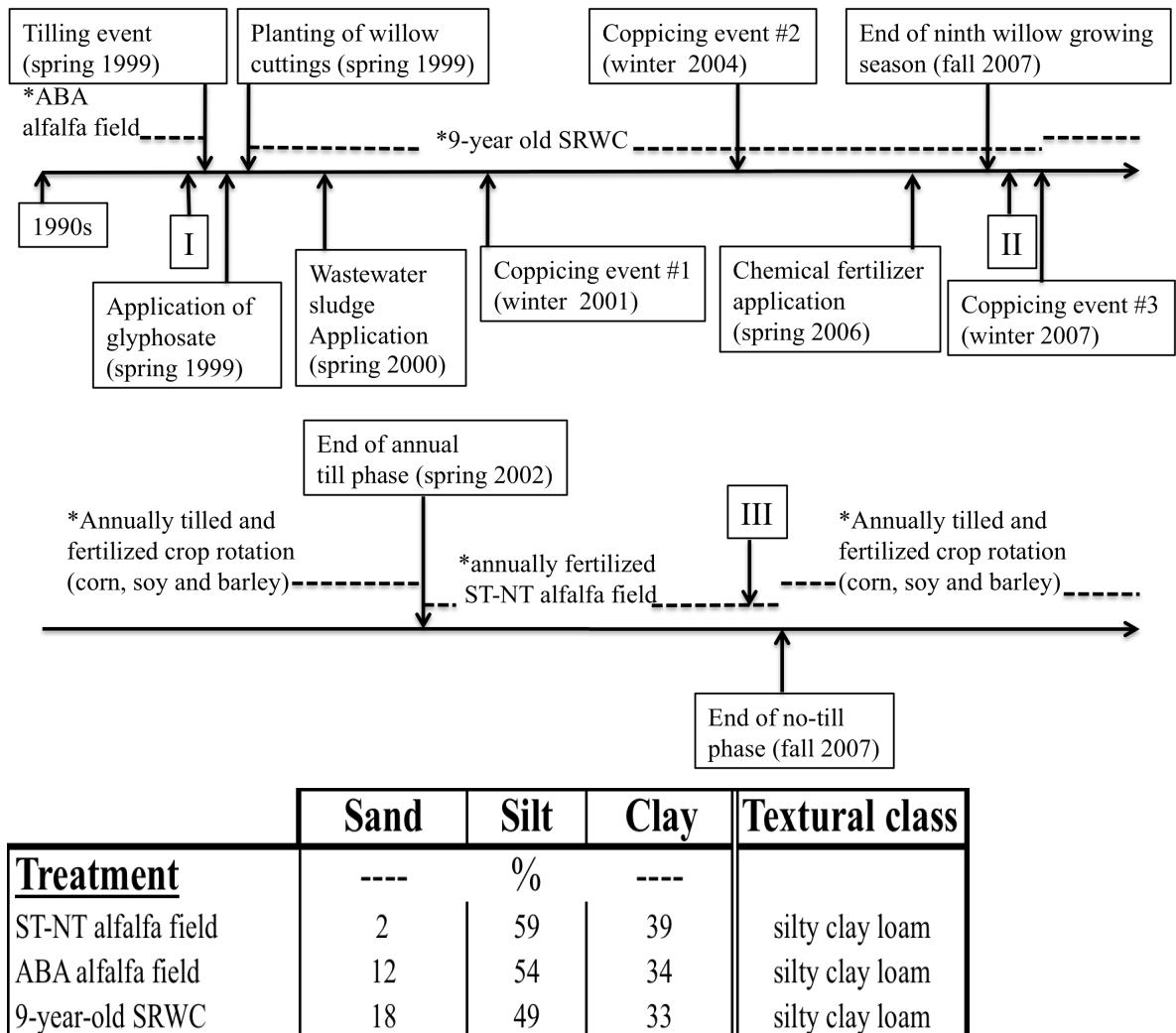


Figure 2.2: Schema that represents the establishment and subsequent exploitation of a SRWC (Top) and the exploitation of a ST-NT crop rotation (middle). Sampling was done simultaneously, using a space for time substitution, in the fall of 2007. Consequently, indicated years only match for the establishment and exploitation of the 9-year-old SRWC and the exploitation of ST-NT crop rotation, and not for the ABA alfalfa field treatment sampled. Relative sampling time for all treatments, i.e. ABA alfalfa field (I), 9-year-old SRWC (II) and ST-NT alfalfa (III) are indicated on the timelines. Granulometry data for the different treatments at the Huntingdon site are also indicated (Bottom).

### *2.3.2 Sampling methods*

Sampling was performed between September and November 2007. Soil samples were taken with a soil auger 7 cm in diameter at depths of 0-20 cm and 20-40 cm. For each of the two willow plots at the Boisbriand site, 54 samples were taken at each depth. Samples were taken by triplicates and pooled together to yield 18 samples per plot. The same procedure was performed in the fields but with two sets of 30 samples each amounting to 10 composite samples for each depth. The same procedure was repeated for the Huntingdon site, which resulted in 6 composite samples per depth taken under willow and 9 under the hay field and the crop rotation. Samples were frozen at -9°C until used. Samples were large enough to serve for all subsequent analyses.

### *2.3.3 Laboratory analyses*

TSOC was measured on every composite sample. For HWC, a subsample was used: 12-16 composite samples per depth for 1-year-old SRWC and 2-year-old SRWC and 6-10 composite samples per depth for the ABA alfalfa field and the buckwheat field. HWC was measured on all the samples gathered at the Huntingdon site. For amino sugar analyses, a subsample of 6-9 composite samples per depth was used for all plots.

#### *2.3.3.1 Total soil organic carbon analysis*

Determination of TSOC was achieved by a modified Walkley and Black dichromate oxidation method (Blakemore et al. 1972). Each composite sample was air-dried to a constant weight and manually grounded with a pestle and mortar until fine enough to pass through a 0.5 mm mesh. Subsamples were weighed (0.5 g for the 0-20 cm layer and 1 g for the 20-40 cm layer) and put in 250 ml erlenmeyer. Ten ml of potassium dichromate ( $K_2Cr_2O_7$  1,0 N) were poured into the erlenmeyer, which was shaken in small rotations before adding 20 ml of sulphuric acid, and shaken again for 1 minute. The solution was left standing for 30 minutes to allow full oxidation of organic matter. Subsequently, water was

added up to the 200 ml mark. Six drops of ferroin were then added to the erlenmeyer. After that, residual potassium dichromate was titrated with a ferrous sulphate solution ( $\text{FeSO}_4$  0.5M) while stirring the contents of the erlenmeyer on a vibration plate. A change to an emerald green color marked the transition point and a change to reddish brown from this point represented the end of the titration. The amount of  $\text{FeSO}_4$  to reach this point was used to calculate the percentage of organic carbon present in the sample.

### 2.3.3.2 Hot water extractable carbon analysis

Hot water extractable carbon (HWC) was measured following the method in Ghani et al. (2003) detailing a modification of the procedure used by Haynes and Francis (1993). HWC was determined on fresh soil samples (previously frozen and thawed) so as to avoid lysis of microbial organisms in soil that could otherwise occur through drying and result in an inflation of the measure. Each unfrozen composite sample (not dried but of a mass equivalent to 3 g oven-dried soil each) was weighed in a 50 ml propylene centrifugation tubes. The tube was than filled with 30 ml of distilled water and shaken on an end-over-end shaker at 30 rpm for 30 minutes. A centrifugation at 3500 rpm followed. This first extraction (the supernatant) was discarded, as it represented easily soluble C that could have originated from soluble plant residues. Another 30 ml of distilled water was added to the same tube. The tube was shaken on a vortex shaker for 10 seconds prior to capping; it was then placed in a hot water bath at 80°C for 16 hours. After the extraction, each tube was again shaken for 10 seconds. Furthermore, the tubes were centrifuged at 3500 rpm for 20 minutes and the supernatants were collected. Finally, this extraction was filtered through a 0.45 $\mu\text{m}$  cellulose nitrate membrane filter in order to be analyzed in a dissolved organic carbon analyzer (Shimatzu TOC-5000A). Total extractable carbon content (consisting of organic and inorganic carbon) in the filtrates was measured. To do so, an aliquot of the aqueous sample passed trough a catalytic column maintained at 680°C causing the liberation of all carbon as  $\text{CO}_2$ . This gas was directed, trough airflow of 150 ml/min, to a measuring cell (single-cell, non-dispersive infrared). Dissolved inorganic carbon was measured on another aliquot. This aliquot was led first to an acid reactor, which enabled the transformation of inorganic carbon into  $\text{CO}_2$ . Secondly, it was led to the measuring cell. The HWC consisted in the organic fraction of the total dissolved carbon in the extract that

was determined by subtracting the inorganic C content from the total hot water extractable C. By this method, 98 % reproducibility of results for the same extract was achieved.

### 2.3.3.3 Amino sugar analysis

Amino sugar analysis was conducted following a modification of the method described in Zelles (1988). The analysis was performed in three steps: extraction, sample preparation and derivatization.

#### 2.3.3.3.1 Extraction

Dried and grounded soil samples (1g) were mixed with 6 M HCl (20 ml) in centrifugation tubes. The mixture was allowed to bubble in gaseous nitrogen for 2-3 minutes, to remove oxygen and then capped. The tubes were then put in an autoclave at 105°C for 6 hours. After cooling, the tubes were centrifuged at 1500 g for 10 minutes. Approximately 10 ml of the supernatants were stored at -20°C until analysis.

#### 2.3.3.3.2 Sample preparation and derivatization

A small quantity (1 ml) of each hydrolysate was taken, put in a 25 ml boiling flask and evaporated inside a rotary vacuum evaporator with a heated water bath set to 45-50°C. A buffer solution of O-Phtaldialdehyde 99% (980µl) and a solution of mercaptoethanol (20 µl) were added. At this point, the derivatization period started and the next steps leading to injection had to be performed within 5 minutes. First the boiling flask was mixed on a vortex. Subsequently, as much material as possible was transferred from the flask to a 1.5 ml eppendorf tube with a Pasteur pipette, and centrifuged at 20 000 g for 3 minutes. After that, 25 µl of supernatant was collected using an injection syringe. This sample was injected into a high-performance liquid chromatography unit (HPLC). A mixture of 0.5 M sodium citrate, 0.5 M sodium acetate buffer and methanol (65%) was used as eluent. Excitation at a wavelength of 338 nm was followed by measurement of fluorometric emissions from amino sugars at 425 nm.

### *2.3.4 Calculations and statistical analyses*

Bulk density was determined using all samples for each treatment. To obtain it, dry mass of each soil core was noted. Afterwards, each dry mass was divided by the volume of the auger used to extract it. Bulk density of soil can change following land-use conversion. Therefore variables were mathematically adjusted to express them on the same soil mass basis to allow comparison (Ellert and Bettany 1995). We chose the average soil mass across all plots of the two sites at each depth increment as the equivalent soil mass value to be used for comparison in that depth increment. These were 2930 tons ha<sup>-1</sup>, 3550 tons ha<sup>-1</sup> and 6480 tons ha<sup>-1</sup> for the 0-20cm, 20-40 cm and 0-40 cm depth increments respectively.

ANOVA with post-hoc separation of mean by the Tukey method was used to compare the different quantities and ratios of the different C fractions using the JMP 8 program. Difference among means was judged to be significant when P < 0.05. Differences at the 0.1 level were also noted. Before statistical analysis, variables that did not satisfy distribution of residuals and homogeneity of variance were log-transformed. Outliers were determined statistically and removed prior to further statistical analysis.

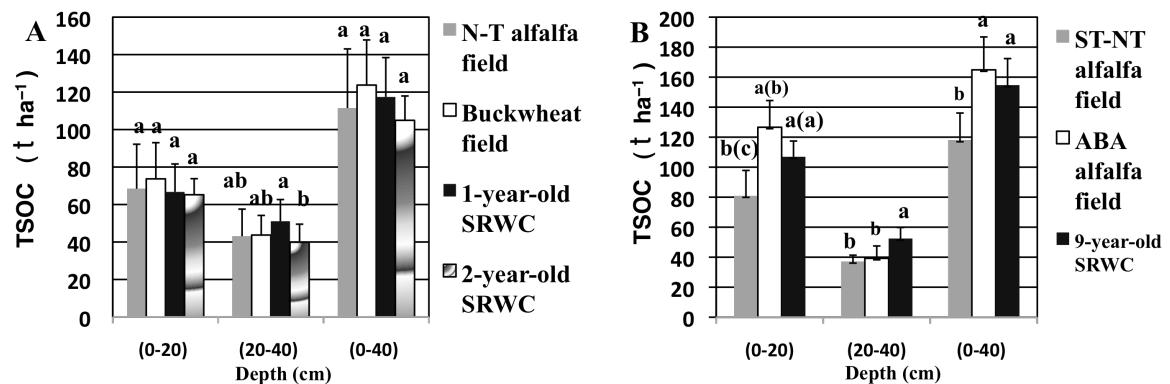
## 2.4 RESULTS AND DISCUSSION

Determination of soil texture was originally performed on a very limited set of samples. Data sets gathered and preexperimental data showed that soil texture was similar across all treatments. Following the observation of unrealistic results under the 1-year-old SRWC further investigation was done. It revealed that soil under this treatment presented more variability than the other soils and also that the plot contained two distinct patches with different soil texture. To remediate this, only the samples from 1-year-old plantation that matched the range of the control sample granulometry were used for statistical analyses. The sole exception was the analysis of amino sugar proportions in TSOC, in which we used the integrity of data collected. We justify these choices with evidences in the literature that seems to indicate that AS proportion to TSOC is not dependant on soil

texture possibly because those associated with mineral particles of all sizes (clay, silt and sand) are bioavailable (Zhang 1999). In this study, the ABA alfalfa field that served as a control at both sites had, when compared one to the other, widely different TSOC, HWC and AS quantity despite similar climate, species composition and culture history. We attribute this difference to different soil texture. On the other hand, amino sugar proportions were not different. This lends further support to our reasoning. Although, we are aware that this may constitute a bias affecting the validity of our interpretations.

#### 2.4.1 Total soil organic carbon

The TSOC measure did not make it possible to differentiate types of land-use management in a statistically significant manner at the Boisbriand site in the whole soil profile (Fig. 2.3A). A loss of TSOC following establishment of a SRWC due to site preparation is not uncommon in the literature (Hansen 1993, Grigal and Berguson 1998). On the other hand, site preparation during land-use change is not always associated with a negative impact on TSOC, for example, when the initial site has been under a no-till culture for a relatively long time.



**Figure 2.3:** Mean total soil organic carbon quantity in soil ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, short term no-till alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level. Error bars represent standard deviation of the mean.

Such is the case in this study since the two SRWC were established on an abandoned alfalfa field that, to our knowledge, was not tilled for 40 years. Those no-till systems, due to minimal soil disturbance, permit a longer turnover of macroaggregates that leads to a more complex soil structure (formation of more microaggregates). As Vanden-Bygaart and Kay (2004) proposed, it is likely that, the tilling event used to establish willows is simply not enough to unravel this highly complex structure that protects labile carbon pools formed in soil under long-term no-till cultures. Green manure, used here in the SRWC establishment process (buckwheat as living mulch), might also protect SOC stock usually lost upon SRWC establishment (Sanchez and Eaton 2001, Sanchez et al. 2003). Based on statistical analysis of TSOC measure alone, it would seem that establishment of willow plantations had a minimal impact on carbon stocks while no information on changes in SOC sequestration dynamics was acquired.

The 9- year-old SRWC had (Fig. 2.3 B) a tendency toward a significant lower organic carbon quantity in the upper soil profile ( $127 \text{ t TSOC ha}^{-1}$  to  $107 \text{ t TSOC ha}^{-1}$   $p = 0.0725$ ) when compared to NT alfalfa. It also had significantly more TSOC in the deeper layer ( $39 \text{ t TSOC ha}^{-1}$  to  $52 \text{ t TSOC ha}^{-1}$ ) when compared to the NT alfalfa field. This is possibly a consequence of a different SOM dynamics that, relatively to NT alfalfa, favors more mineralization in the upper soil profile and more accumulation in the subsoil during the exploitation of the 9-year old SRWC. Alternatively, this pattern could have been created by the initial tilling of the soil in preparation for the plantation of willows. This is consistent with other studies that measured changes in TSOC following the cultivation of previously no-till systems (Grandy and Robertson 2006, Pierce et al. 1994, Quincke 2007, Vanden-Bygaart and Kay 2004). For example, Kettler et al. (2000) found that plowing a soil that was under no-till wheat-fallow management redistributed TSOC to a depth of 30 cm. The effect was still measurable 5 years afterwards. Pierce et al. (1994) observed the same effect to a depth of 15 cm in Michigan. However, after 4 years of no-tilling management, annual variability made the effects of the single plowing event, including redistribution, undetectable. In contrast, the present study suggests that the redistribution of SOC might last relatively longer than previously reported. This is assuming that TSOC distribution in the soil profile was the same under the alfalfa field upon which the 9-year old SRWC was established and under the NT alfalfa field sampled in the context of our study. If there is indeed a persistence of the till effect on TSOC vertical distribution, it can be due to the high

proportion of fine mineral particles (clay and silt) at the Huntingdon site. Fine minerals are more cohesive than coarse ones. This could prevent the till-induced redistribution from fading away following particle movements in soil caused by biotic (i.e. bioturbation) and abiotic phenomena.

The implications of this redistribution within the whole soil profile concerning SOC sequestration are uncertain. According to some authors (Burgess et al. 2002, Lupwayi et al. 2004), when litter is incorporated through conventional tilling, a priming effect might take place and it may be decomposed 48% to 105% faster than if it were left on the surface. Priming effect can be defined as a short-term change in turnover rates caused by some agricultural practices (Kuzyakov 2002). Since the 9-year old SRWC treatment has the same amount of TSOC than the ABA alfalfa field one (0-40cm), albeit redistributed through the vertical soil profile, it would suggest that no significant priming effect took place. Once again, an explanation might lie in the type of land-use that willow culture replaced. The soil under no-till systems, alfalfa field in our instance, has shown the ability to sequester carbon mainly in the humified fraction (Vanden-Bygaart and Kay 2004). This fraction is recalcitrant to microbial mineralization and it is conceivable that humified surface litter from the alfalfa soil would be relatively unaffected by burial in the ground. The high silt and clay content of the soil also means that SOM is more protected in this environment than in soil with a larger proportion of sand, limiting the impact of litter incorporation on TSOC depletion. Fine mineral particles offer a stronger SOM stabilization effect possibly by adsorbing organic molecules on their surface thus limiting transport inside microbial cells. Associated changes in molecular conformation following adsorption would also decrease microbial extracellular enzymes efficiency (Theng 1979, Khanna et al. 1998). Another implication of the vertical redistribution of SOC in the soil could be that it would augment the potential of the soil surface to sequester more carbon over time (Quincke et al. 2007). As is often remarked, NT systems' potential to sequester C is reduced to zero after some years, presumably, due to the saturation of SOC in surface layers.

The TSOC mass in the whole profile of Huntingdon was higher in the ABA alfalfa field ( $165 \text{ t TSOC ha}^{-1}$  vs  $155 \text{ t TSOC ha}^{-1}$ ) than in the 9-year old SRWC but the difference was not statistically significant (Fig. 2.3B). This seems to support the claim by various authors (Lemus et Lal 2005, Bransby et al. 1998, Laganière et al. 2010) that SRWC can

only become a carbon sink when they replace annual row crops. Soil organic carbon concentration of conventionally tilled row crops is usually well below its potential level. This is, in part, due to the fact that crops are usually annuals selected for their high shoot:root ratio. Rhizodeposition coming from the small rhizosphere of annual crops is considered to be less important than the one coming from perennials species larger root systems. Annual row crops are also subject to frequent perturbation (i.e. tilling, utilization of machinery, etc.) of soil aggregates that protect labile SOC pools from mineralization. As a consequence, it would be possible to induce a fast rate of carbon sequestration when annual crops are converted to SRWC (Sartori et al. 2006). Also, numerous studies that have observed land-use changes between grassland or pasture and forest have often deduced that afforestation, in many cases, does not lead to a marked accrual of TSOC even if changes in SOM quality can occur (Guo and Gifford 2002, Post and Kwon 2000, Conant et al. 2001, Guggenberger et al. 1994). Grasslands and afforested lands are types of land-use management that could potentially promulgate soil conditions in which SOM dynamics are similar to the abandoned alfalfa field and willow plantation, respectively. Pasture is also a type of land-use management that resembles the abandoned alfalfa field with respect to vegetative cover and lack of till; it is considered the most efficient type of land use when it comes to SOC accumulation in the topsoil (Davis and Condron 2002, Ross et al. 2002). It has been observed that grasses, of which many species colonized the ABA alfalfa field, allocate far more carbon to their roots (average of 60% of the biomass) than trees (average of 20% of the biomass) (Polglase et al. 2000). Carbon sequestration is also often favored under N-fixing species like alfalfa (Fisher 1995, Johnson and Curtis 2001, Resh et al. 2002, Conant et al. 2001) probably because the formation of humified (stable) C compounds by the microbial biomass carry an N cost (Lal 2007). N-fixing species are also known to have a bigger rhizosphere. This could lead to a stronger entry of carbonaceous compounds in the soil through root exudation and fine root turnover. For these reasons, we extrapolate that willow cultures in SRWC might not be able to act like carbon sinks when established on marginal lands under abandoned alfalfa fields due to their already high TSOC stocks.

Assuming that the SRWC has the potential to sequester more carbon than the abandoned alfalfa field, certain management practices could hinder this potential. While leaving inter-rows bare between trees can boost productivity by limiting weed competition with willows and facilitate harvests (Labrecque et al. 1994), it might also diminish plant

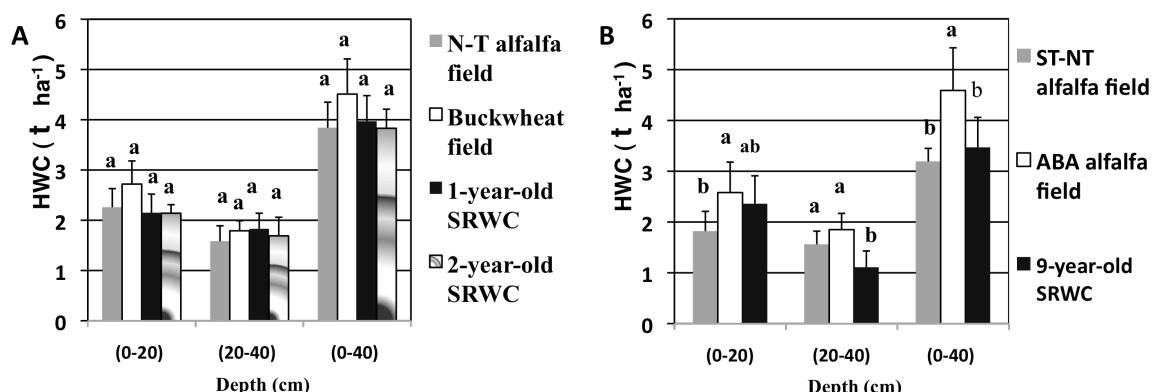
residues input into the soil, augment moisture due to the lack of evapotranspiration, and favor erosion. It might also lead to a higher soil temperature at the beginning of each rotation until willows achieve canopy closure (Lemus and Lal 2005). These conditions are detrimental to C sequestration (Lal 2004). Also, wastewater sludge application, which was applied as fertilizer in this SRWC, can boost net primary production and thus offer a higher substrate input in favor of carbon sequestration. However, some evidence exists that the application of such an amendment in soil with high carbon content, which is the case here, can lead to a decrease of SOC due to a priming effect on the microbial biomass (Soriano-Disla et al. 2010). In addition, evidence of liming was found in the subsoil during sampling although this was not mentioned in the plantation historical records. Addition of lime has been known to be favorable to SOM mineralization (Haynes 2005) since it increases the pH, resulting in a stimulation of microbial biomass (Prescott and Macdonald 1994). Furthermore, the clone of willow SX67, under which the sampling was conducted, has been specifically selected for its high aerial biomass productivity and is currently known to be the most productive clone under the climatic conditions in southern Québec (Labrecque and Teodorescu 2005). The consequence of this selection could well be a clone which attributes much less carbon to the root system (high shoot: root ratio) than other less productive clones and it has been shown that roots C could be more important than shoots C in the formation of aggregates and stabilization of soil organic matter (Gale et al 2000, Puget and Drinkwater 2001, Wander and Yang 2000).

In figure 2.3B, it is shown that alfalfa field and SRWC had significantly higher TSOC quantity per ha than the ST-NT alfalfa field in which carbon quantity was 24 to 28% lower compared to the ABA alfalfa field and the 9-year-old SRWC, respectively (Fig. 2.3B). Omonode et al. (2006) studied the effect of NT, continuous chisel-plow, intermittent chisel-plow and ST-NT (periods of 6-7 years without plowing) on C stocks under crop rotations in the eastern corn belt of the United States on a soil similar to the one sampled in the present study (silty clay loam). Their data were taken in the 0-100 cm depth interval and showed an 11% lower TSOC stock under ST-NT compared to TSOC stock under NT. In our study, the difference between NT (ABA alfalfa field) and ST-NT (ST-NT alfalfa field) was much larger. It was comparable to a 28% difference in TSOC stocks found between NT and an annual chisel plow management in the article by Omonode et al. (2006). This large TSOC difference might be related more to the amount of crop residues returned to the soil under

ST-NT alfalfa field rather than to the plowing regime. In fact, the alfalfa stand in the crop rotation (ST-NT alfalfa field) left the soil gradually more exposed over time due to weed suppression and alfalfa autotoxicity compared to the ABA alfalfa field that had uniform ground cover due to colonization by grass species of soil patches toxic to alfalfa sprouts. Quantity of crop residues returned to the soil is one of the major factors governing SOC content (Barber 1979, Zielke and Christensen 1986) while more exposed soil leads to a higher surface temperature and, therefore, a faster rate of mineralization (Aust and Lea 1991, Munson et al. 1993). Nevertheless, these data suggest that in the long term, willow plantation could offer a substantial sink compared to rotation cropping with a certain measure of tilling and annual species. However, the rate of carbon sequestration that would be attainable is unclear.

#### 2.4.2 Hot water extractable carbon

Hot-water extractable carbon is considered by some authors (Ghani et al. 2003) to be more suitable than TSOC to measure trends in SOC dynamics and soil quality. Independently from site and treatment, the HWC measure represented between 2.0% and 3.65% of TSOC (Fig.2.4 A and B) in the surface soil (0-20 cm), which is in the range of HWC reported in a review on labile carbon pools by Haynes (2005) where it generally ranges between 1% and 5% of TSOC.



**Figure 2.4:** Mean hot-water carbon quantity in soil ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, short term no-till alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depth increments (0-20 cm and 20-40 cm) and whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Error bars represent standard deviation of the mean.

Under 1-year old SRWC, 2-year old SRWC and the buckwheat field, at the Boisbriand site, HWC was not significantly different from the NT alfalfa field (Fig. 2.4A). HWC was either relatively equal to alfalfa ( $3.83 \text{ t HWC ha}^{-1}$  under 2-year-old SRWC compared to  $3.84 \text{ t HWC ha}^{-1}$  under semi-abandoned alfalfa field) or higher ( $3.97 \text{ t HWC ha}^{-1}$  for the 1-year-old SRWC and  $4.51 \text{ t HWC ha}^{-1}$  for the buckwheat green manure) in the 0-40 cm soil profile. Since HWC is a labile SOC pool, lack of depletion seems to indicate that the equilibrium between SOC accumulation and mineralization rates present under alfalfa field remains unchanged after land-use conversion. Therefore, there seems to be no immediate adverse effect on C sequestration dynamics due to willow establishment. The HWC measure has been determined to be very sensitive to the effect of long-term management strategies on carbon dynamics. However, at least one study (Böhm et al. 2010) comes to the conclusion that some changes in agricultural practices usually do not have an immediate statistically measurable impact on HWC shortly after implantation.

Within the soil profile there was also an apparent but not significant redistribution of HWC in both 1-year old and 2-year old SRWC (Fig 2.4A) compared to the vertical distribution of HWC under the NT alfalfa field. Both SRWC had a lower quantity of HWC in the surface layer and higher quantity of HWC in the deeper horizon than the NT alfalfa field. Labile pools have been known to undergo redistribution of TSOC following occasional till (Quincke et al. 2007) caused by the mechanical inversion. It is possible that the tilling of NT alfalfa fields to establish both SRWC resulted in slightly redistributed HWC in the vertical profile compared to an unconverted NT alfalfa field.

In relation to the ABA alfalfa field, the Huntingdon's 9-year old SRWC (Fig. 2.4B) had a lower HWC ( $1.11 \text{ t HWC ha}^{-1}$  C for the 9-year-old SRWC vs  $1.63 \text{ t SOC ha}^{-1}$  for the abandoned alfalfa field) in the subsoil (20-40cm) as well as lower total HWC (0-40cm). Since microbial activity is considered reduced in the subsoil (Lemus et Lal. 2005), the difference might be more attributable to a lower accumulation rate of SOC through lower rhizodeposits than to a lower microbial biomass or a faster turnover of SOC. A different type of vegetation cover, i.e. uniform for the abandoned alfalfa field and in rows for willows, might cause the measured difference. Two studies (Whitelaw-Weckert et al. 2007, Deurer et al. 2008) have analyzed the effect of weeding compared to establishment of a

vegetal cover in vineyards and orchards. Such agricultural systems traditionally leave the soil free of weed similarly to SRIWC. These studies observed higher HWC after establishment of permanent sward under vineyards and of pasture under orchard trees amended with compost possibly due to more root exudates. Weed can have a very high root density. For example, Nambiar 1989 and Woods et al. 1992 found that weed in the 0-15 cm depth of a *Pinus radiata* plantation in the south of Australia had a density of 32-44 cm cm<sup>-3</sup> of soil while trees had a density of 0.06-0.18 cm cm<sup>-3</sup> of soil. It is possible that more types of tree plantation management would exhibit a higher root density and, consequently, a higher HWC when not weeded. However, in our study HWC differences were recorded at the depth of 20-40 cm, contrasting with the aforementioned studies where HWC variations were observed in the superficial soil layer. Therefore, we hypothesize that the lower measure in the subsoil could be attributable to differences in root depth pattern. Alfalfa is known to be deep-rooted species (Pietola and Smucker 1995) while willows in general are known to develop superficial rooting system, the majority of their fine-roots found in the upper 0-15 cm (Kuzovkina and Volk 2009). Our observations (data not shown) also indicate that higher root density occurs in the 0-20 cm soil increment. It is possible that the abandoned alfalfa field offers stronger and steadier entry of root exudates in the subsoil. To our knowledge, effect of rooting depth pattern on HWC has not been studied.

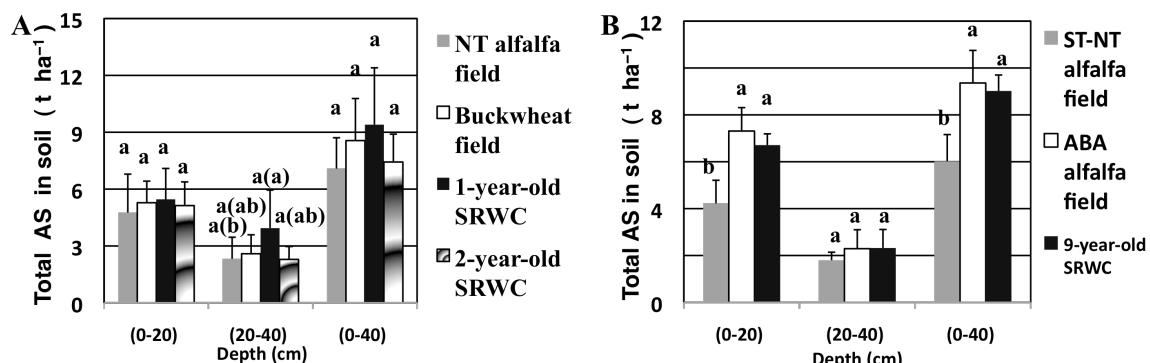
The ABA alfalfa field was not fertilized for a decade contrarily to the 9-year old SRWC, which was treated with chemical and wastewater sludge fertilization. It is known that N fertilization can have an adverse effect on HWC since it can boost shoot biomass to the detriment of root biomass (Zan et al. 2001). This would limit C inputs through rhizodeposition. It can also accelerate microbial biomass turnover. Consequently, this would lead to less microbial exudates and a lower HWC measure. Depletion of the HWC pool can usually be interpreted as an early indication of SOC loss and may also reveal decline in labile nutrients, reduction in microbial biomass size and degradation of soil structure (Ghani et al. 2003).

Similarly to the 9-year old SRWC, hot-water measure was lower in the crop rotation than in alfalfa field. But the difference seemed, instead, to originate from the surface horizon (1.82 for the crop rotation vs 2.58 for alfalfa). In the whole profile, the HWC pool in crop rotation was not different from willow despite higher TSOC in the latter. Labile

pools tend to reflect immediate past cropping history. The HWC pool would thus be expected to rise under the alfalfa no-till phase. Therefore, our data probably represent the maximum quantity of this pool since it was taken at the very end of this phase. It would also be expected to decrease considerably under the annual tilling phase due to soil structure perturbation. The comparable amount of HWC in the deeper soil under alfalfa and crop rotations might indicate the same depth of rhizodeposition.

#### 2.4.3 Amino sugar quantity

The total amino sugar measure can be used as an estimation of microbial cell wall residue accumulation in soil. It represents the contribution to C sequestration of soil microbial biomass. The amino sugars measured varied from 5.22 to 7.89 % of TSOC in the 0-20 cm soil profile. This is in the lower range of amino sugars found in soil, while generally it is between 7 and 12% (Chantigny, personal communication). As reported in other studies (Liang et al. 2007 b, Guggenberg 1999, Zhang et al. 1999), glucosamine (GlcN) is normally the most abundant amino sugar, followed by galactosamine (GalN). Muramic acid (MurA) was the least abundant.



**Figure 2.5:** Mean total amino sugar quantity in soil ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depth increments (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: **A)** a SRWC establishment site (Boisbriand) **B)** a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level. Error bars represent standard deviation of the mean.

**Table 2.1:** Mean individual amino sugar quantity in soil ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: **A)** a SRWC establishment site (Boisbriand) **B)** a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level.

Management type	Amino sugar Depth (cm)	Muramic acid			Galactosamine		
		(0-20)	(20-40)	(0-40)	(0-20)	(20-40)	(0-40)
		t / ha			t / ha		
<b>A. Boisbriand site</b>							
NT alfalfa field	0,35 ± 0,031 a	0,17 ± 0,053 a	0,50 ± 0,15 a	2,11 ± 0,95 a	0,98 ± 0,45 b(b)	3,09 ± 1,11 a	
Buckwheat field	0,35 ± 0,11 a	0,21 ± 0,068 a	0,55 ± 0,073 a	2,67 ± 1,01 a	1,12 ± 0,46 ab(ab)	3,79 ± 1,05 a	
1-year-old SRWC	0,29 ± 0,050 a	0,23 ± 0,11 a	0,52 ± 0,15 a	2,56 ± 0,79 a	1,78 ± 0,87 a(a)	4,33 ± 1,36 a	
2-year-old SRWC	0,29 ± 0,050 a	0,16 ± 0,057 a	0,45 ± 0,079 a	2,35 ± 0,63 a	1,00 ± 0,29 ab(b)	3,36 ± 0,72 a	
<b>B. Huntingdon site</b>							
ST-NT alfalfa field	0,22 ± 0,063 C	0,11 ± 0,022 b	0,33 ± 0,075 C	1,95 ± 0,48 b	0,80 ± 0,15 a	2,75 ± 0,55 b	
ABA alfalfa field	0,54 ± 0,073 a	0,19 ± 0,038 a	0,72 ± 0,056 a	3,21 ± 0,45 a	0,98 ± 0,34 a	4,10 ± 0,65 a	
9-year-old SRWC	0,44 ± 0,041 b	0,18 ± 0,052 a	0,60 ± 0,053 b	3,04 ± 0,24 a	1,01 ± 0,35 a	4,05 ± 0,28 a	
<b>C. Glucosamine</b>							
Management type	Amino sugar Depth (cm)	(0-20)	(20-40)	(0-40)	t / ha		
		(0-20)	(20-40)	(0-40)	t / ha		
		(0-20)	(20-40)	(0-40)	t / ha		
<b>A. Boisbriand site</b>							
NT alfalfa field	2,30 ± 0,98 a	1,11 ± 0,55 a(ab)	3,44 ± 1,21 a				
Buckwheat field	2,90 ± 0,93 a	1,27 ± 0,49 a(ab)	4,17 ± 1,02 a				
1-year-old SRWC	2,61 ± 0,80 a	1,93 ± 1,02 a(a)	4,54 ± 1,51 a				
2-year-old SRWC	2,49 ± 0,57 a	0,99 ± 0,51 a(b)	3,62 ± 0,71 a				
<b>B. Huntingdon site</b>							
ST-NT alfalfa field	2,05 ± 0,52 b	0,89 ± 0,19 a	2,94 ± 0,53 b				
ABA alfalfa field	3,56 ± 0,50 a	1,11 ± 0,44 a	4,79 ± 0,95 a				
9-year-old SRWC	3,23 ± 0,21 a	1,14 ± 0,39 a	4,37 ± 0,37 a				

There was no statistical difference between the various treatments at the Boisbriand site in the 0-40 cm profile (Fig. 2.5A). High variability could have prevented us from detecting changes. At the Huntingdon site, there were no detectable differences in amino sugar quantity in the soil between the 9-year-old SRWC ( $9.02 \text{ t ha}^{-1}$ ) and the ABA alfalfa field ( $9.36 \text{ t ha}^{-1}$ ) (Fig. 2.5B). This suggests that conditions under the two types of management create a similar dynamic of accumulation and mineralization of microbial residues. Nonetheless, individual amino sugar data (Table 2.1) reveal a slightly lower concentration of MurA under 9-year old SRWC than under the ABA alfalfa field, all other AS being in similar quantities. Contrary to other AS, MurA is considered relatively unstable, as it is labile when not adsorbed on fine mineral particles, and tends to mimic the behavior of labile carbon fractions (Ding et al. 2009). Therefore, this small loss of MurA apparently confirms the HWC data that indicates a loss of easily mineralizable carbon under the willow crop.

Amino sugar quantity under the ST-NT alfalfa field ( $6,01 \text{ t ha}^{-1}$ ) was lower by 33 and 36% compared to 9-year old SRWC and ABA alfalfa field, respectively. This percentage exceeds the difference in total organic carbon. These results agree with findings in Zhang et al. (1999) suggesting that AS are lost preferentially to other C containing compounds upon cultivation because they do not constitute a stable SOM pool. Loss of amino sugars and other microbial byproducts in tilled systems is hypothesized to account for some part of carbon loss compared to no-till systems (Cambardella and Elliott 1994). Management-induced AS changes are usually measurable in the surface soil (Simpson et al. 2004). Here, our findings showed the difference in AS accordingly occurred in the first centimeters.

#### 2.4.3.1 Amino sugar to total organic carbon

Total amino sugars were correlated with TSOC under 0-20cm depths ( $r= 0.88$  to  $0.98$  for Boisbriand and  $r = 0.85$  to  $0.89$  for Huntingdon) (Fig 2.6). At the 20-40 cm depth increment, there was also a strong correlation for the Boisbriand site ( $r= 0.86$  to  $0.96$ ). At the Huntingdon site, ST-NT alfalfa field and 9-year old SRWC only showed a tendency at  $p < 0,1$  ( $r= 0.63$   $p= 0.0679$  and  $r = 0.80$   $p= 0.0547$ , respectively) while the ABA alfalfa field showed a significant correlation between AS and total organic carbon ( $r= 0.95$ ).

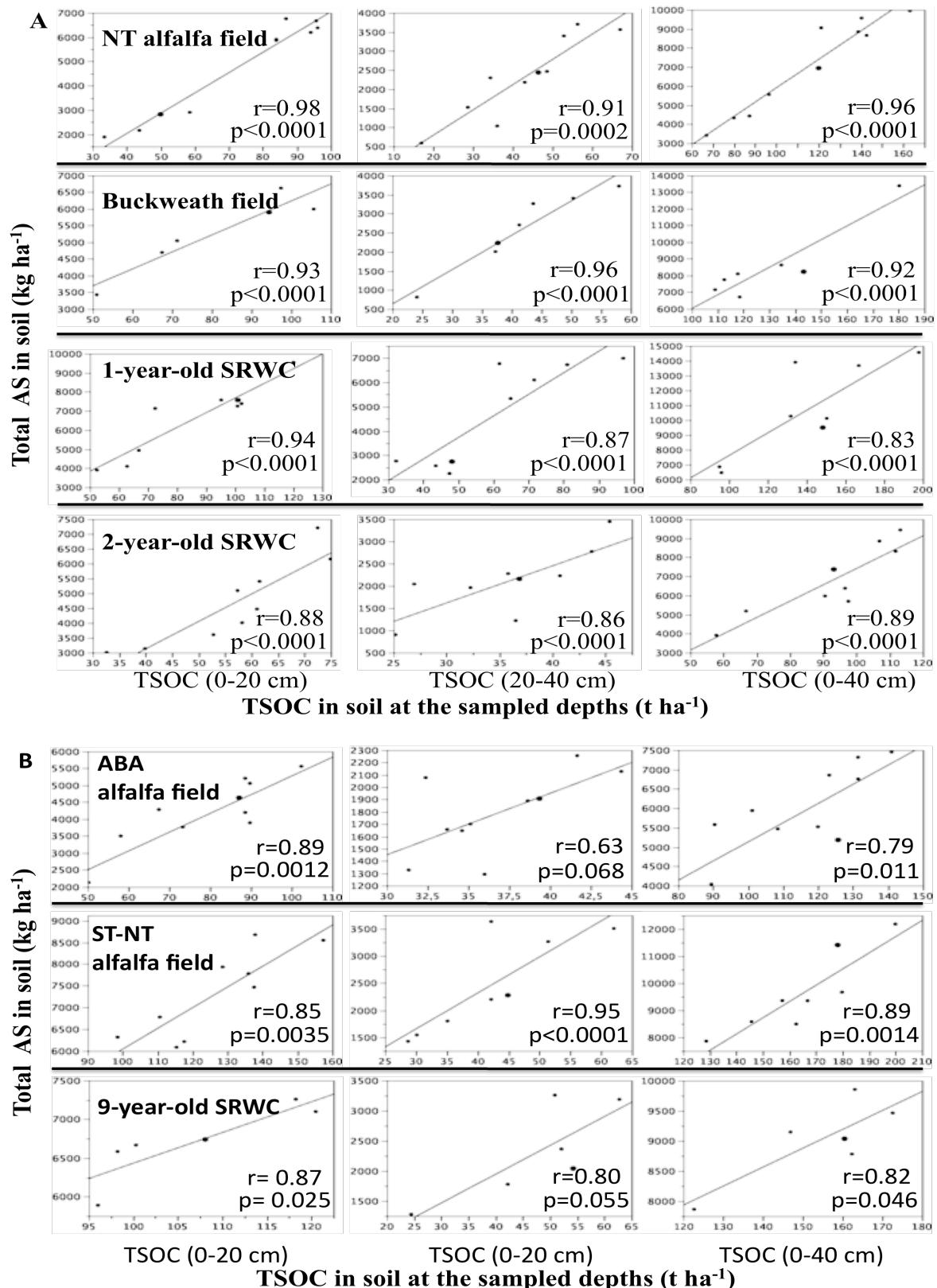
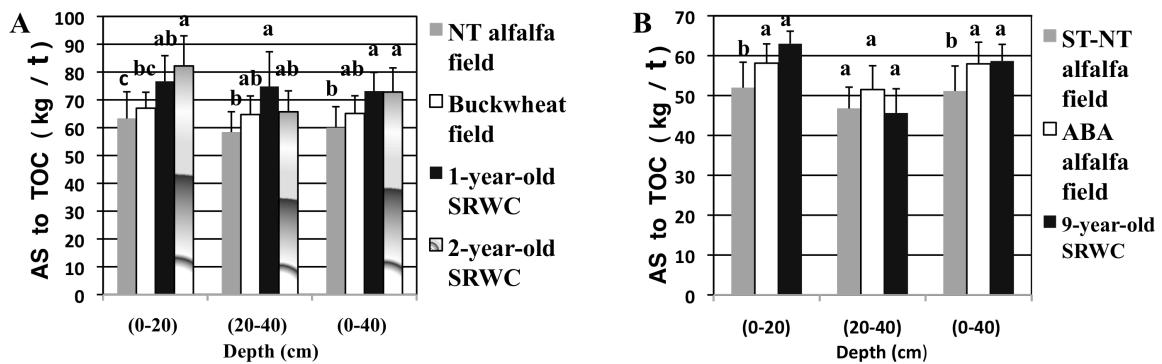


Fig 2.6: Correlation between total amino sugar ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) and total soil organic carbon ( $\text{t ha}^{-1}$ ) under no-till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Correlation coefficient (r) is indicated as well as the p-value (p).

This corroborates the assumption proposed by Liang et al. (2007b) in which amino sugars are inclined to represent a steady proportion of SOM over time. This proportion might vary between different types of land-use management allowing comparisons. Under more limited substrate availability, microbial biomass mineralizes its own cell-wall residues (amino sugars) to sustain its activity (Schlegel 1992). Therefore, the ratio of amino sugars to SOM can be used as a relative indicator of substrate limitation in soil as created by different land-use managements under the same climate (Amelung et al. 2001).



**Figure 2.7:** Mean amino sugar proportion to total organic carbon in soil ( $\text{kg t}^{-1}$ ) under no till alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, short term no-till alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC, at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in the whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Error bars represent standard deviation of the mean.

At the 0-20 cm depth increment, concentration of AS in the TSOC of the 1-year old SRWC and 2-year old SRWC plots was significantly higher (Fig. 2.7A) than both controls. Meanwhile, the concentration in the soil of the younger willows was statistically higher from alfalfa field only. In the first stage of fresh plant substrate addition, inflated proportions of amino sugars on TSOC have been noticed in other studies (Ding et al. 2009). Some authors (Liang et al. 2007a) have suggested that this might be due to a higher recalcitrance and a higher C sequestration potential of microbial residue as compared to other C compounds at this particular point in time. Such experiments usually measure a rise in amino sugars after substrate addition followed by a drop marking the increasing shortage of nutrients surplus as the green manure is mineralized. Liang et al. (2007a) conducted an experiment in which they amended soils (0-20cm) with either soybean leaves or maize stalks in microcosms, after which they monitored amino sugars dynamics during 30 weeks.

Amino sugars reached their maximum at 19 or 20 weeks, depending on the substrate, and declined but did not come back to original level by the study's end. A similar study by Ding et al. (2009) observed a maximum proportion of amino sugars around the 25<sup>th</sup> week and the proportion was still above initial level at the 38<sup>th</sup> week. It is difficult to draw a parallel between laboratory incubation experiments and field observations. In our study, AS dynamics induced by green manure would be limited to the periods during which soil temperature is high enough to permit microbial activity. Taking this into account, it would seem that green manure at the establishment of the plantation of SRWC promotes a rise in the amino sugar proportion that persists over the same duration as in microcosm experiments. A longer study or one that spans on a wide chronosequence would be necessary to verify if this effect persist over several growing seasons.

Amino sugars proportion between Huntingdon 9-year-old SRWC and ABA alfalfa field was not significantly different (Fig 2.7B). It may be that both types of management supply substrate in the soil at the same rate. Both types of management had higher AS to TSOC than the crop rotation culture. The difference was recorded in the 0-20 cm profile. Zhang et al. (1999) observed a similar drop in amino sugar proportion following long-term cropping compared to no-till management (grassland). They attributed this difference to a lower production of AS associated with changes in the substrate distribution pattern that would make it more accessible to soil microorganisms. They added that there would also be preferential mineralization of AS over other SOC compounds following soil-related disturbances because they constitute a relatively labile pool, sensitive to aggregates disruption.

#### 2.4.3.1 Amino sugar patterns

Amino sugar ratios are notoriously hard to interpret due to some knowledge gaps concerning turnovers of individual amino sugars, accumulation pathways and provenance. Nonetheless, GlcN/MurA and GlcN/GalN ratios have been used successfully to discern contribution of bacteria from fungi to SOM turnover and accumulation (Zhang et al. 1999). The ratio GlcN/MurA seems better suited to evaluating changes in the short term while the ratio GlcN/GalN would give more accurate results in the long term due to the relative low

stability of MurA (Liang et al. 2007*a,b*). However, it has been suggested by Liang et al. (2007*a*) that the two ratios should be used as complementary markers to follow microbial biomass residue dynamics in soil until the aforementioned knowledge gaps can be elucidated.

Table 2.2: Mean individual amino sugar proportion to total organic carbon in soil ( $\text{kg t}^{-1}$ ) under NT alfalfa field, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depths increment (0-20 cm and 20-40 cm) and in whole soil profile (0-40 cm) at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level.

Amino sugar Depth (cm) Management type	Muramic acid			Galactosamine		
	(0-20)	(20-40)	(0-40)	(0-20)	(20-40)	(0-40)
	kg / t			kg / t		
<b>A. Boisbriand site</b>						
NT alfalfa field	5,17 ± 1,07 a(a)	4,28 ± 1,15 a	4,72 ± 0,98 a	27,29 ± 5,21 C	24,62 ± 4,32 b	26,18 ± 4,19 b(c)
Buckwheat field	4,43 ± 0,56 a(ab)	4,85 ± 0,71 a	4,63 ± 0,37 a	29,75 ± 2,67 bc	27,61 ± 3,77 ab	28,73 ± 3,12 ab(bc)
1-year-old SRWC	4,17 ± 0,86 a(b)	4,66 ± 1,17 a	4,36 ± 0,94 a	34,11 ± 1,68 ab	33,92 ± 8,66 a	33,43 ± 2,78 a(a)
2-year-old SRWC	4,70 ± 0,63 a(ab)	4,38 ± 1,17 a	4,75 ± 0,79 a	37,50 ± 5,49 a	25,23 ± 6,45 b	32,75 ± 4,22 a(ab)
<b>B. Huntingdon site</b>						
ST-NT alfalfa field	2,66 ± 0,35 b	2,98 ± 0,40 b	2,77 ± 0,30 b(c)	23,99 ± 2,73 b(b)	21,60 ± 3,42 a	23,27 ± 2,88 a(b)
ABA alfalfa field	4,07 ± 0,17 a	4,69 ± 0,91 a	4,26 ± 0,36 a(a)	25,42 ± 2,30 ab(b)	22,62 ± 2,20 a	25,23 ± 2,39 a(ab)
9-year-old SRWC	4,11 ± 0,14 a	3,53 ± 0,67 b	3,92 ± 0,28 a(b)	28,48 ± 1,47 a(a)	19,92 ± 2,76 a	26,30 ± 1,94 a(a)
<b>Amino sugar</b>						
<b>Glucosamine</b>						
Depth (cm) Management type	(0-20)	(20-40)	(0-40)	kg / t		
	(0-20)	(20-40)	(0-40)	kg / t		
	kg / t			kg / t		
<b>A. Boisbriand site</b>						
NT alfalfa field	30,58 ± 4,63 C	27,29 ± 3,59 b	29,11 ± 3,60 b			
Buckwheat field	32,83 ± 3,35 bc	31,60 ± 3,97 ab	31,76 ± 3,24 ab			
1-year-old SRWC	37,06 ± 4,56 ab	36,58 ± 5,43 a	35,53 ± 3,25 a			
2-year-old SRWC	39,71 ± 4,90 a	31,73 ± 4,69 ab	35,32 ± 4,35 a			
<b>B. Huntingdon site</b>						
ST-NT alfalfa field	25,31 ± 3,51 b(b)	24,08 ± 4,52 a	25,08 ± 3,37 a(b)			
ABA alfalfa field	28,23 ± 2,14 ab(a)	25,35 ± 3,20 a	28,32 ± 2,90 a(a)			
9-year-old SRWC	30,33 ± 1,87 a(a)	23,87 ± 4,49 a	28,38 ± 2,15 a(a)			

Table 2.3: Mean of amino sugar ratio in soil under NT alfalfa fields, abandoned alfalfa field, buckwheat field, ST-NT alfalfa field, 1-year-old SRWC, 2-year-old SRWC and 9-year-old SRWC at 2 depth increments (0-20 cm and 20-40 cm) and whole soil profile at: **A**) a SRWC establishment site (Boisbriand) **B**) a site with a well established SRWC (Huntingdon). Within same depth increment and site, means with same letters do not differ significantly at the 0.05 level. Means with same letter in parenthesis do not differ significantly at the 0.1 level.

Amino sugar ratio Depth (cm) Management type	GlcN / MurA			GlcN / GaIN		
	(0-20)	(20-40)	(0-40)	(0-20)	(20-40)	(0-40)
	kg / t			kg / t		
<b>A. Boisbriand site</b>						
NT alfalfa field	6,57 ± 1,86 b	4,96 ± 1,58 b(c)	6,39 ± 1,37 b	1,09 ± 0,053 a	1,08 ± 0,041 a	1,09 ± 0,046 a
Buckwheat field	7,51 ± 1,25 ab	6,05 ± 1,38 b(bc)	6,89 ± 0,86 b	1,10 ± 0,085 a	1,10 ± 0,041 a	1,11 ± 0,047 a
1-year-old SRWC	8,64 ± 1,33 a	8,00 ± 0,70 a(a)	8,74 ± 1,46 a	1,05 ± 0,043 a	1,07 ± 0,040 a	1,06 ± 0,035 a
2-year-old SRWC	8,15 ± 1,29 ab	6,60 ± 1,27 ab(a)	7,58 ± 1,24 ab	1,06 ± 0,054 a	1,12 ± 0,055 a	1,08 ± 0,045 a
<b>B. Huntingdon site</b>						
ST-NT alfalfa field	8,92 ± 0,44 a	8,11 ± 1,36 a	8,53 ± 0,50 a(a)	1,05 ± 0,035 b	1,06 ± 0,029 b	1,06 ± 0,041 b
ABA alfalfa field	6,61 ± 0,53 C	5,89 ± 1,55 b	6,49 ± 0,73 b(b)	1,11 ± 0,060 a	1,10 ± 0,048 a	1,12 ± 0,050 a
9-year-old SRWC	7,38 ± 0,44 b	6,52 ± 1,37 ab	7,24 ± 0,56 b(c)	1,06 ± 0,042 ab	1,12 ± 0,020 a	1,08 ± 0,040 ab

On the two sites, independently from treatment, ratios of GlcN/MurA ranged from 4.96 to 8.92. In a similar fashion, ratios reported by other authors range from 4.5 to 25 in mineral soils (Amelung et al. 2001, Glaser et al. 2004). At the Boisbriand site, there was a significantly higher proportion of fungal-derived glucosamine in SOM under 1-year and 2-year SRWC compared to NT alfalfa field (Table 2.2). The increase was of 17% and 23%, respectively, compared to the surface soil under alfalfa (0-20cm). On the contrary, MurA proportion to SOM was not different across the four compared plots despite a tendency toward a lower proportion in 1-year old willow than in alfalfa ( $p = 0.069$ ). This resulted in a higher GlcN/MurA ratio under both willow plots (Table 2.3) although only the ratio of the 1 year-old SRWC was significantly higher than NT alfalfa field. Work by Ding et al. (2009) can shed some light on these results. They observed that the incubation of soil with corn stalks under various inorganic N treatments in the laboratory leads to different phases of substrate decomposition. The first phase was marked by an increase in MurA caused by the more rapid reaction of bacteria compared to fungi in the decomposition of the labile constituents of the added substrate. At the same time, GlcN levels rose slowly with the accumulation of fungi chitinous cell-walls. Muramic acid then decreased probably due to the exhaustion of labile components of the substrate coupled with the faster turnover of this amino sugar. Glucosamine, on the other hand, stayed elevated with no noticeable decline in the later phases of incubation, presumably because fungi were involved in the decomposition of more recalcitrant plant compounds. In our study, sampling in willow plantations was only performed after a whole growing season following green manure application. It is very likely that the green manure was in the later phase of decomposition with the proportion of MurA restored to initial levels and GlcN still elevated. This condition might be only transient because the GlcN/MurA ratio, while elevated, is not significantly higher than controls under the 2-year old SRWC.

There is evidence in the literature that stipulates that green manure stimulates bacterial biomass to the detriment of fungi when it is buried instead of applied on the soil surface (Hu et al. 1995). This does not seem to be the case in our study as the GlcN/MurA ratio suggests the green manure at the Boisbriand site induced a greater proportion of fungi amino sugars. This shift can be linked to the high C/N ratio of the mature buckwheat straws that would favor fungi (Bossuyt et al. 2001). Alternatively, there is evidence that bacteria

feeding on root exudates make way for saprophytic fungal decomposers once the roots enter senescence (Wamberg et al. 2003). This might plausibly explain the stronger fungal AS proportion in our case since whole plants with roots were used as green manure.

The GlcN/GalN varied from 1.06 to 1.12 in the whole soil profile, independently of site and treatment. Literature (Amelung et al. 2001, Glaser et al. 2004) reports higher ratios, ranging from 1.55 to 5. The GlcN/GalN ratio at the Boisbriand site was not significantly different despite varying land-use (TABLE 2.3). This suggests that all the steps leading to the establishment of a willow culture and the following two years of willow growth have no effect on microbial biomass community composition. At the same time, we already established that the GlcN/MurA ratio indicated a stronger presence of fungi residues. This contradiction can be explained by the different dynamics of MurA and GalN amino sugars in soil. MurA and GalN are both considered having a bacterial origin. But MurA has been found to be stable only when bound to mineral particles, whereas GalN is stable whether bound or not (Liang et al. 2007 b). Therefore, if there were really a rise of all amino sugars following green manure application, GalN would take more time to decline than Muramic acid.

At the Huntingdon site, each of the three compared cultures had a distinct GlcN/MurA ratio in the 0-20 cm depth layer with ST-NT alfalfa field (8.92) > 9-year old SRWC (7.38) > ABA alfalfa field (6.42) (Table 2.3). The ratio was significantly different in the whole profile only at the  $p < 0,1$  level. With the data gathered, it is difficult to explain the fact that there is a higher Glu/MurA ratio in the 9-year SRWC at 0-20cm depths than in alfalfa. Individual amino sugar proportion data (Table 2.2) seem to indicate that higher ratio under 9-year old SRWC compared to ABA alfalfa field originates from a non-significantly higher proportion of GlcN, rather than a depletion of murA, under the former management. It is thus possible that willow favor a more fungi dominated microbial community or favor accumulation of fungi cell-wall residues compared to alfalfa in the surface soil. At the 20-40cm depths, we already established that murA was lower in SRWC than under the alfalfa field. However, the GlcN/MurA corresponding to this depth increment was not statistically different from either alfalfa fields or crop rotation but was higher than the former. In turn, ratios corresponding to alfalfa and crop rotation were significantly different one from the other. While data are inconclusive, it would seem that

the two depth increments under 9-year old SRWC would present relatively high ratios for different reasons: a stronger accumulation of fungi products in the surface soil and a depletion of murA in the subsoil.

The higher GlcN/MurA (Table 2.3) ratio under ST-NT alfalfa field fits with conclusions drawn in a study by Zhang et al. 1999. According to the authors, the soil under long-term cultivation exhibited a higher GlcN/MurA ratio than soil under prairie due to a depletion of AS of bacterial origin. Our study obtained similar results. The same authors discovered that cultivation also depleted GalN and resulted in a higher GlcN/GalN ratio, which was not the case in our study. The fact that this ratio was actually significantly lower in ST-NT alfalfa field is possibly due to a shift toward a bigger proportion of bacteria in the microbial biomass community. Fungi are known to be particularly sensitive to tilling because mechanical perturbation of soil disrupts their hyphae (Jansa et al. 2003). The ratio under 9-year old SRWC could not be interpreted, as it was not significantly different from both types of controls (crop rotation and alfalfa). The interpretation of the results linked to this ratio must be nuanced because some studies seem to indicate that galactosamine is a non-specific AS since in some soil it can originate principally from fungi (Engelking et al. 2007, He 2005).

## 2.5 CONCLUSION

We conducted a SOC sequestration study at an establishment site (Boisbriand) where abandoned alfalfa fields were converted to SRWC. No statistically significant difference in TSOC was noted between an abandoned alfalfa field and adjacent plots under different cultures, i.e. buckwheat field grown for green manure and 1-year old leading up to a 2-year old willow plantation. Assessment of labile carbon pools revealed what we interpreted as effects from the green manure. The proportion of amino sugars to TSOC was elevated under all SRWC treatments. The elevation came from GlcN and GalN while there was no difference in MurA. The resulting rise in Glu/MurA ratio would suggest that throughout the first year of growth following establishment, the accumulation of fungi AS were favored over bacteria. The lack of difference in MurA proportion is interpreted as an exhaustion of labile components of green manure by the end of the first year of SRWC

growth, the time at which we sampled. The HWC was not statistically different among treatments, which we saw as further evidence that green manure was mostly mineralized by the end of the first willow growing season and that elevated amino sugars levels represent relics of this substrate decomposition. Interpretation of data on this site was impaired by the pre-experimental assumption that soil texture was uniform under 1-year old SRWC.

Similar investigations were performed at another site with a mature willow plantation of 9 years old. There also, no difference in TSOC was noted between ABA alfalfa field and the 9-year old SRWC. SOC redistribution was noted throughout the vertical soil profile with less TSOC in the 0-20 cm depth increment and more in the 20-40 cm depth increment compared to ABA alfalfa field. Study of other pools reveals similar SOC dynamics except for depletion of more labile fractions (HWC and MurA) in the subsoil (20-40) that could be attributed to a shallower rooting depth of willows compared to alfalfa. Different amino sugars ratios were difficult to interpret between ABA alfalfa field and 9-year old SRWC probably because the differences are marginal. Our data show higher TSOC and higher soil quality under both types of management compared to a ST-NT alfalfa field. Our results should be seen as a case study and cannot be extrapolated to other sites. But they correspond with findings in the literature that suggest that abandoned alfalfa culture would maintain high SOC due to its N-fixation, uniform and permanent vegetative cover and no-till. It might be impossible to induce higher stocks of SOC through SRWC management. However, literature states that SOC equilibrium typically happens at least a decade after land-use conversation. Meanwhile, there is a need to develop variants of SRWC that maximize the potential to sequester SOC. This is especially true since empirical evidence in the literature seems to suggest that intensively managed systems have the potential to sequester more C than natural ecosystems. We hypothesize that willow clone selection for optimal aerial biomass operates to the detriment of root biomass and certain agricultural practices such as the lack of catch crops might impede SRWC potential to sequester carbon.

## ACKNOWLEDGMENTS

We'd like to thank Martin Chantigny of the Soils and Crops Research and Development Centre in Quebec without whom this study wouldn't have been possible. Special thanks also to Marc Lucotte of the University of Quebec in Montreal and Marie-Claude Turmel of the university of Montreal.

## REFERENCES

- Amelung, W., Miltner, A., Zhang, X.D., and Zech, W. 2001. Fate of microbial residues during litter decomposition as affected by minerals. *Soil Sci.* **166**:598–606
- Aronsson, P., and Perttu, K. 2001. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *Forestry Chronicle* **77(2)**: 293–299
- Aust, W.M., and Lea., R. 1991. Soil temperature and organic matter in a disturbed forested wetland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**:1741–1746
- Barber, S.A. 1979. Corn residue management and soil organic matter. *Agron. J.* **71**:625–627
- Blakemore, I.C., Searle, P.L., and Daly ,B.K.1972. Methods of Chemical Analysis of Soils. *New Zealand Soil Bureau Report 10A, Government Printer, Wellington.*
- Bossuyt, H., Denef, K., Six, J., Frey, S.D., Merckx R. and Paustian, K. 2001. Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability. *Applied Soil Ecology* **16**: 195–208
- Bouyoucos, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agron. J.* **54**: 464-465
- Bransby, D. I., McLaughlin, S. B., and Parrish, D. J. 1998. A review of carbon and nitrogen balances in switchgrass grown for energy. *Biomass Bioenergy* **14**: 379–384
- Burgess, M.S., Mehuys, G.R., and Madramootoo, C.A. 2002. Decomposition of grain-corn residues (*Zea mays L.*): A litterbag study under three tillage systems. *Can. J. Soil Sci.* **82**:127–138
- Cambardella, C.A., and Elliott, E.T. 1994. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**:123–130
- Carter, M. R., Gregorich, E. G., Anderson, D. W., Doran, J. W., Janzen, H. H., and Pierce, F. J. 1997. Concepts of soil quality and their significance *In Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. Edited by Gregorich, E.G., and Carter, M.R. Elsevier, Amsterdam.* 1-19
- Carter, M.R., and Stewart, B.A. 1996. Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. *CRC Press. Boca Raton*
- Chen, C.R., Xu, Z.H., and Mathers, N.J. 2004. Soil carbon pools in adjacent natural and plantation forests of subtropical Australia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**: 282–291
- Cheshire, M.V. 1979. Nature and Origin of Carbohydrates in Soils. *Academic Press, London*

- Conant, R.T., Paustian, K., and Elliott, E. 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecol. Applic.* **11**(2): 343–355
- Davis, M.R., and Condron, L.M. 2002. Impacts of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: A review of paired site studies. *Aust. J. Soil Res.* **40**: 675–690
- Deurer, M., Sivakumaran, S., Ralle, S., Vogeler, I., McIvor, I., Clothier, B.E., Green, S., and Bachman, J. 2008. A new method to quantify the impact of soil carbon management on biophysical soil properties: the example of two apple orchard systems in New Zealand. *Journal of Environmental Quality* **37**: 915–924
- Ding, X., Zhang, X. He, H., and Xie, H. 2009. Dynamics of soil amino sugar pools during decomposition processes of corn residues as affected by inorganic N addition. *J Soils Sediments* doi: 10.1007/s11368-009-0132-7
- Doran, J.W., and Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality In Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Edited by Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., and Stewart, B.A. *Soil Science Society of America Inc., Madison, WI* 3–21
- Ellert, B.H., and Bettany, J.R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* **75**: 529–538
- Engelking, B., Flessa, H., and Joergensen, R.G. 2007. Shifts in amino sugar and ergosterol contents after addition of sucrose and cellulose to soil. *Soil Biol Biochem* **39**: 2111–2118
- Feller, C., Francois, C., Villemin, G., Portal, J.M., Toutain, F., and Morel, J.L. 1991. Nature des matières organiques associées aux fractions argileuses d'un sol ferrallitique. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences de Paris* **312**: 1491–1497
- Fischer, T. 1993. Einflub von Winterweizen und Winterroggen in Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Getreideanteil auf die mikrobielle Biomasse und jahreszeitliche Kohlenstoffdynamik des Bodens. *Arch Acker Pflanzenbau Bodenkd* **37**: 181–189 (abstract in English)
- Fisher, R. F. 1995. Amelioration of degraded rain forest soils by plantations of native trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**: 544–549
- Follett, R. F. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil Tillage Res.* **61**: 77–92
- Ghani, A., Dexter, M., and Perrot, K.W. 2003. Hot-water extractable C in soils: A sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* **35**: 1231–1243

- Glaser, B., Turrión, M.B., and Alef, K. 2004. Amino sugars and muramic acid-biomarkers for soil microbial community structure analysis. *Soil Biol Biochem.* **36**: 399–407
- Grandy, S., and Robertson, G.P. 2006. Aggregation and organic matter protection following tillage of a previously uncultivated. *Soil. Soil Sci. Soc. Am. J.* **70** :1398-1406
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Montreal, C.M. and Ellert, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* **74**: 367–385
- Grigal, D. F., and Berguson, W. E. 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass Bioenergy* **14**: 371–377
- Guggenberger, G., Christensen, B.T., and Zech, W. 1994. Land use effects on the composition of organic matter in soil particle size separates: I. Lignin and carbohydrate signature. *Eur. J. Soil Sci.* **45**: 449-458
- Guggenberger, G., Dfreym, S., Six, J., Paustian, K., and Elliot, E.T. 1999. Bacterial and fungal cell-wall residues in conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* **63**: 1188–1198
- Guo, L.B., and Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biol.* **8**:345–360
- Hansen, E.A. 1993. Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the north central United States. *Biomass Bioenergy* **5**: 431–436
- Haynes, R. J., and Beare, M. H. 1996. Aggregation and organic matter storage in mesothermal, humid Soils *In Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. Edited by Carter, M. R., and Stewart, B. A. CRC Press, Boca Raton, FL* pp. 213–262
- Haynes, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy* **85**: 221–268
- Haynes, R.J., and Francis, G.S. 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science* **44**: 665–675
- Haynes, R.J., Swift, R.S., and Stephen, R.C. 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil Till. Res.* **19**: 77–87
- Haynes, R.J., and Swift, R.S. 1991. Concentrations of extractable Cu, Zn, Fe and Mn in a group of soils as influenced by air- and oven-drying and rewetting. *Geoderma* **49**: 319–333

- He, H.B. 2005. Microbial transformation process and dynamics of soil amino sugars. Ph.D dissertation, Institute of Applied Ecology, *Chinese Academy of Sciences*
- Hu, S., Coleman, D.C., Beare, M.H., and Hendrix, P.E. 1995. Soil carbohydrates in aggrading and degrading agroecosystems: influences of fungi and aggregates. *Agric. Econ. Environ.* **54**: 77–88
- Jansa, J., Mozafar, A., Kuhn, G. Anken, T., Ruh, R., Sanders, I.R. and Frossard, E. 2003. Soil tillage affects the community structure of mycorrhizal fungi in maize roots. *Ecol. Appl.* **13**:1164–1176.
- Janzen, H.H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology and Biochemistry* **38**: 419-424
- Johnson, D.W., and Curtis, P.S. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* **140**: 227–238
- Karlen, D.L., Andrews, S.S., Weinhold, B.J., and Doran, J.W. 2003. Soil quality: Humankind's foundation for survival. *J. Soil Water Conserv.* **58**:171–179
- Kettler, T.A., Lyon, D.J., Doran, J.W., Powers, W.L., and Stroup, W.W. 2000. Soil quality assessment after weed-control tillage in a no-till wheat-fallow cropping system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**: 339–346
- Khanna, M., Yoder, M., Calamai, L., and Stotzky, G. 1998. X-ray diffractometry and electron microscopy of DNA bond to clay minerals. *Sciences of Soils* **3**: 1–10
- Kuzovkina, Y.A., and Volk, T.A. 2009. The characterization of willow (*Salix* L.) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology [Review]. *Ecol Eng.* **35(8)**: 1178-1189
- Kuzyakov, Y. 2002. Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **165**: 382–396
- Labrecque, M., Teodorescu, T.I., Babeux, P., Cogliastro, A., and Daigle, S. 1994. Impact of herbaceous competition and drainage conditions on the early productivity of willows under short-rotation intensive culture. *Can. J. For. Res.* **24**: 493–501
- Labrecque, M. and Teodorescu, T.I. 2001. Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada). *For Ecol Manag.* **150**: 223–239
- Labrecque, M. and Teodorescu, T.I. 2005. Field performance and biomass production of 12 willow and poplar clones in short-rotation coppice in southern Quebec (Canada), *Biomass and bioenergy* **29**: 1-9
- Laganière, J., Angers, D.A., and Paré, D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biol.* **16**: 439–453

- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* **123**: 1–22
- Lemus, R. and Lal, R. 2005. Bioenergy crops and carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* **24**: 1–21
- Liang, C., Zhang, X.D., Rubert, K.F. and Balser, T.C. 2007a. Effect of plant materials on microbial transformation of amino sugars in three soil microcosms. *Biol. Fertil. Soils* **43**: 631–639
- Liang, C., Zhang, X., and Balser, T.C. 2007b. Net microbial amino sugar accumulation process in soil as influenced by different plant material inputs. *Biology and Fertility of Soils* **44**: 1–7
- Loveland, P. and Webb, J. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Tillage Res.* **70**: 1–18
- Lupwayi, N.Z., Clayton, G.W., O'Donovan, J.T., Harker, K.N., Turkington, T.K., and Rice, W.A. 2004. Decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Can. J. Soil Sci.* **84**: 403–410
- Mao, R., Zeng, D.H., Hu, Y.L., Li, L.J., and Yang, D. 2010. Soil organic carbon and nitrogen stocks in an age-sequence of poplar stands planted on marginal agricultural land in Northeast China. *Plant and Soil* doi:10.1007/s11104-010-0292-7
- Mirck, J., Isebrands, J.G., Verwijst, T., and Ledin, S. 2005. Development of short- rotation willow coppice systems for environmental purposes in Sweden. *Biomass and Bioenergy* **28**: 219–228
- Munson, A. D., Margolis, H. A., and Brand, D. G. 1993. Intensive silvicultural treatment: impacts on soil fertility and planted conifer response. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**: 246–255
- Nambiar, E.K.S., and Zed, P.G. 1980. Influence of weeds on the water potential, nutrient content and growth of young radiata pine. *Australian Forest Research* **10**: 279–288
- Omonode, R.A., Gal, A., Stott, D.E., Abney, T.S., and Vyn, T.J. 2006. Short-term vs. continuous chisel and no-till effects on soil carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **70**: 419–425
- Parsons, J.W. 1981. Chemistry and distribution of amino sugars In Soil biochemistry. Edited by Paul, E.A., and Ladd J.N. Marcel Dekker, New York **5**: 197–227
- Perttu, K.L. 1998. Environmental justification for short-rotation forestry in Sweden. *Biomass and Bioenergy* **15(1)**: 1–6
- Pierce, F.J., Fortin, M.C., and Staton, M.J. 1994. Intermittent plowing effects on soil properties in a no-till farming system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**: 1782–1787

- Pietola, L.M., and Smucker, A.J.M. 1995. Fine root dynamics of alfalfa after multiple cuttings and during a late invasion by weeds. *Agron. J.* **87**:1161–1169
- Polglase, P.J., Paul, K.I., Khanna, P.K., Nyakuengama, J.G., O'Connell, A.M., Grove, T.S., and Battaglia, M. 2000. Change in soil carbon following afforestation or reforestation: review of experimental evidence and development of a conceptual framework. NCAS Technical Report No. 20. Australian Greenhouse Office, Canberra, ACT, Australia, p. 117
- Post, W.M., and Kwon, K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and Potential. *Glob. Change Biol.* **6**: 317–327
- Prescott, C.E., and McDonald, M.A. 1994. Effects of carbon and lime additions on mineralization of C and N in humus from cutovers of western red cedar – western hemlock forests on northern Vancouver Island. *Can. J. For. Res.* **24**: 2432–2438
- Puget, P., Angers, D.A., and Chenu, C. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry* **31**: 55–63
- Puget, P., and Drinkwater, L.E. 2001. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **65**: 771–779
- Quincke, J.A., Wortmann, C.S., Mamo, M., Franti, T., and Drijber, R.A. 2007. Occasional tillage of no-till systems: CO<sub>2</sub> flux and changes in total and labile soil organic carbon. *Agron. J.* **99**:1158–1168
- Resh, S.C., Binkley, D., Parrotta, and J.A. 2002. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with Eucalyptus species. *Ecosystems* **5**: 217–231
- Ross, D.J., Tate, K.R., Scott, N.A., Wilde, H.A., Rodda, N.J., and Townsend, J.A. 2002. Afforestation of pastures with *Pinus radiata* influences soil C and nitrogen pools and mineralization and microbial properties. *Aust. J. Soil Res.* **40**: 1303–1318
- Sanchez, F. G., and Eaton, R. J. 2001. Sequestering carbon and improving soils: benefits of mulching and incorporating forest slash. *J. Forest.* **99**: 32–36
- Sanchez, F. G., Carter, E. A., and Klepac, J. F. 2003. Enhancing the soil organic matter pool through biomass incorporation. *Biomass Bioenergy* **24**: 337–349
- Sartori, F., Lal, R., Ebinger, M.H., and Parrish, D.J. 2006. Potential soil carbon sequestration and CO<sub>2</sub> offset by dedicated energy crops in the USA. *Critical Reviews in Plant Sciences* **25**: 441–472
- Schlegel, H.G. 1992. Allgemeine mikrobiologie. *Thieme-Verlag, Stuttgart*

- Simpson, R.T., Frey, S.D., Six, J., and Thiet, R.K. 2004. Preferential accumulation of microbial carbon in aggregate structures of no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**: 1249–1255
- Sirén, G, Sennerby-Forsse, L., and Ledin, S. 1987. Energy plantations - short rotation forestry in Sweden *In Hall OD. Edited by Overend, R.P. Biomass regenerable energy*. Wiley, London. 119-143
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., De Moraes Sa, J.C., and Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – effects of no-tillage. *Agronomie* **22**: 755–775
- Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., and Batten K.M. 2006. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **70**: 555-569
- Soriano-Disla, J.M., Navarro-Pedreño, J., and Gómez, I. 2010. Contribution of a sewage sludge application to the short-term carbon sequestration across a wide range of agricultural soils. *Environ Earth Sci.* doi: 10.1007/s12665-010-0474-x
- Sowden, F.J. 1968. Effect of long-term annual additions of various organic amendments on the nitrogenous components of a clay and a sand. *Can J Soil Sci.* **48**: 331–339
- Sparling, G., Vojvodic-Vokovic, M., and Schipper, L.A. 1998. Hot- water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: The relationship with microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* **30**: 1469–1472
- Theng, B.K.G. 1979. Formation and properties of clay-polymer complexes. *Elsevier, Amsterdam*
- Tisdall, J.M., and Oades, J.M. 1979. Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. *Aust. J. Soil Res* **17**: 429-441
- Ulzen-Appiah, F., Briggs, R.D. Abrahamson, L.P., and Bickelhaupt, D.H. 2000. Soil carbon pools in short rotation willow (*Salix dasyclados*) plantation four years after establishment *In Proceedings of Bioenergy, Buffalo, NY October 15 – 19*
- VandenBygaart, A.J., and Kay, B.D. 2004. Persistence of soil organic carbon after plowing a long-term no-till field in Southern Ontario, Canada. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**: 1394–1402
- Verwijst, T. 2001. Willows: an underestimated resource for environment and society. *Forestry Chronicle* **77(2)**: 281–285
- Volk, T. A., Verwijst, T., Tharakan, P. J., Abrahamson, L. P., and White, E. H. 2004. Growing fuel: a sustainability assessment of willow biomass crops. *Front. Ecol. Environ.* **2**: 411–418.

- Wamberg, C., Christensen, S., Jakobsen, I., Muller, A.K., and Sorensen, S.J. 2003. The mycorrhizal fungus (*Glomus intraradices*) affects microbial activity in the rhizosphere of pea plants (*Pisum sativum*). *Soil Biol. Biochem.* **35**: 1249–1357
- Whitelaw-Weckert, M.A., Rhaman, L., Hutton R.J., and Coombes, N. 2007. Permanent swards increase soil microbial counts in two Australian vineyards. *Applied Soil Ecology* **36**: 224–232
- Woods, P.V., Nambiar, E.K.S., and Smethurst, .PJ. 1992. Effect of annual weeds on water and nitrogen availability to *Pinus radiata* trees in a young plantation. *Forest Ecology and Management* **48**: 145-163
- Zan, C.S., Fyles, J.W., Girouard, P., and Sampson, R.A. 2001. Carbon sequestration in perennial bioenergy, annual corn and uncultivated systems in southern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **86**: 135–144
- Zelles, L. 1988. The simultaneous determination of muramic acid and glucosamine in soil by high-performance liquid chromatography with precolumn fluorescence derivatization. *Biol. Fertil. Soils* **6**: 125–130
- Zhang, X., and Amelung, W. 1996. Gas chromatographic determination of muramic acid, glucosamine, mannosamine and galactosamine in soils. *Soil. Biol. Biochem* **28(9)**: 1201-1206
- Zhang, X., Amelung, W., Yuan, Y., Samson-Liebig, S., Brown, L., and Zech, W. 1999. Land-use effects on amino sugars in particle-size fractions of an Argiudoll. *Appl Soil Ecol* **11**: 271–275
- Zielke, R.C., and Christensen, D.R. 1986. Organic carbon and nitrogen changes in soil under selected cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **50**: 363-367.



## **Chapitre 3**

### **CONCLUSIONS GÉNÉRALES**

## CONCLUSIONS GÉNÉRALES

La séquestration de carbone dans les sols à l'aide de certaines cultures aménagées intensivement et de certaines pratiques agricoles a récemment fait l'objet d'une étude approfondie. Plusieurs y voient une solution d'urgence, réalisable avec la technologie actuelle, pour pallier au problème du réchauffement planétaire (Lal 2004). La séquestration de C<sub>org</sub> sous des cultures vouées à la production de bioénergie est d'autant plus intéressante qu'elle permet de prendre en charge une partie du surplus de CO<sub>2</sub> atmosphérique tout en produisant une énergie qui est théoriquement neutre au niveau du bilan de carbone (Zan et al. 2001, Janzen 2004, Volk et al. 2004, Sims et al. 2006). Selon certains auteurs (Zan et al. 2001, Hansen 1993), il serait possible de convertir certains aménagements agricoles sur terres marginales en cultures à vocation énergétique afin de tenter de créer des puits de carbone. On estime que certaines conditions sont nécessaires par rapport à l'aménagement remplacé pour que la conversion mène à la création d'un tel puits de carbone. Brièvement, il faudrait que la conversion engendre un aménagement fournissant une quantité plus importante de substrat végétal selon un patron d'allocation dans le sol qui favoriserait son accumulation et ralentirait sa décomposition. Ceci devrait s'opérer conjointement avec des pratiques agricoles qui promouvriraient, au niveau du sol, une meilleure structure, une diminution des perturbations, une conservation de l'eau et de l'intégrité de la matrice minérale, une meilleure biodiversité, et une amélioration des mécanismes gérants les cycles d'éléments (Lal 2004).

Jusqu'à présent, la plupart des études touchant le potentiel de séquestration de carbone des cultures à des fins bioénergétiques n'ont considéré que la quantité totale de carbone dans le sol comme si celui-ci formait un pool homogène de composés carbonés. Or, plusieurs méthodes de fractionnement ont été mises au point permettant de prendre en compte la grande hétérogénéité de la matière organique du sol (Post et Kwon 2000). Celles-ci permettent d'obtenir différents pools fonctionnels de carbone. Certains d'entre eux, les pools labiles, se sont révélés très actifs biologiquement et joueraient un très grand rôle dans les mécanismes gérant la séquestration du carbone dans le sol malgré leur petite taille (Haynes 2005). Très peu d'études du sol sous des aménagements bioénergétiques se sont intéressées à ces pools de carbone, à ce qu'ils révèlent sur la qualité du sol et à leur utilité

pour prédire si la dynamique du C<sub>org</sub> tend vers son accumulation ou vers sa minéralisation. Le présent projet a tenté d'innover en ce sens.

Cette étude s'est intéressée à deux sites. Sur l'un des sites, l'on retrouvait des plantations de saules en phase d'établissement. Celles-ci étaient établies sur des cultures abandonnées de foin qui ont préalablement été labourées, semées en sarrazin utilisé comme engrais vert, puis encore labourées. Le contenu en carbone total du sol de CICR de saules âgées de un an et de deux ans a été comparé avec celui de deux sols témoins représentant les conditions précédentes à l'établissement : une parcelle abandonnée en foin depuis 40 ans ainsi qu'une parcelle sous sarrazin. L'établissement ne semble pas avoir causé de variation dans la quantité de C<sub>org</sub> du sol. Toutefois, nous avons également dosé deux différents pools labiles de C<sub>org</sub> : le carbone extractible à l'eau chaude ainsi que les sucres aminés. D'une part, le pool de C<sub>org</sub> extractible à l'eau chaude n'a démontré aucune différence entre les différentes parcelles. Nous avons interprété ceci comme un retour rapide au même équilibre entre minéralisation et accumulation du C<sub>org</sub> suivant la conversion d'aménagement agricole. D'autre part, la proportion de sucres aminés était plus élevée sous les deux plantations en CICR que la parcelle en foin. Il est possible que ceci soit dû à l'effet de l'engrais vert. En effet, il a été établi, dans plusieurs études en microcosmes, dont Ding et al. (2009), que l'addition de substrat végétal dans un sol provoque une augmentation relativement durable de la proportion de sucres aminés dans la matière organique. Ceci viendrait en grande partie de l'accumulation de résidus de parois microbiennes. Ceux-ci sont des reliques de la biomasse microbienne qui a décomposé le substrat végétal. Comme ces résidus ont un effet stabilisateur de longue durée sur les agrégats du sol, il se peut qu'ils permettent de mitiger les perturbations du sol associé avec l'établissement des cultures intensives sur courtes rotations. Les résidus d'origine fongique semblent particulièrement s'être accumulés dans le sol pendant la première année d'exploitation des saules. Ensuite s'est ensuivi un retour à la normale.

Sur le deuxième site se trouvait une plantation en CICR aussi implantée sur une culture abandonnée de foin. La CICR était âgée de neuf ans et avait subi trois rotations. Elle a été comparée à un terrain adjacent en culture de foin abandonnée depuis au moins 15 ans et à une culture en rotation d'espèces fourragères. Une homogénéisation de la MO a été décelée sous la CICR par rapport à la parcelle de contrôle sous culture de foin. Les pools de

$C_{org}$  les plus labiles semblent aussi avoir connu une diminution de taille en profondeur possiblement due à un différent patron d'allocation racinaire entre la luzerne et le saule. Tant la plantation de saule que le champ de foin de luzerne possédaient davantage de carbone que la culture fourragère en rotation.

L'étude présente contient quelques lacunes. Certaines des méthodes de laboratoire utilisées (Boyouchou, Walkley et Black) ont été développées il y a longtemps et il en existe maintenant des plus précises. Mais, comme ce projet en était un d'apprentissage avant tout, elles ont été préférées à des techniques plus automatisées. Ensuite, l'analyse des différentes fractions de carbone s'est faite sur le sol brut. Cependant, plusieurs études relevées dans la littérature ont étudié les différents pools de carbone à l'intérieur des différentes classes d'agrégats qu'ils obtiennent par fractionnement physique. L'effet de l'aménagement sur les pools de carbone y semble plus marqué et plus facile à discerner. Finalement, les analyses de texture du sol n'ont été faites qu'après les analyses des pools de carbone au site de Boisbriand. Il en résulte que des manipulations de données qui peuvent introduire un biais dans l'étude ont été effectuées par la suite afin de pallier la grande variété de texture dans l'une des parcelles.

Certaines évidences empiriques relevées dans la littérature portent à croire que des aménagements agricoles intensifs engendreraient possiblement une plus grande séquestration de carbone que celle observée sous des écosystèmes naturels (Six et al. 2002). Ceci est loin de faire l'unanimité parmi les auteurs, car plusieurs, par exemple Janzen et al. (2006), considèrent que la quantité de carbone dans les sols ne peut dépasser son niveau préagricole. Les CICR ont été conçues tout d'abord afin d'obtenir une biomasse aérienne importante. Les diverses applications de cette culture découvertes par la suite sont compatibles avec ce patron d'allocation de biomasse. Cependant, le carbone associé aux racines semble jouer un grand rôle dans la séquestration de carbone (Pregitzer et al. 2000). Il se peut donc que les clones les plus performants et les plus utilisés aujourd'hui en CICR ne soient pas les mieux adaptés à créer des puits de carbone dans le sol. Des variantes de CICR pourraient être développées afin de maximiser leur potentiel de séquestration de carbone. Dans celles-ci, les clones devront être sélectionnés selon un nouveau paradigme. Par exemple, Lal (2009) suggère que la sélection ou la manipulation génétique devrait être employée pour obtenir des espèces végétales allouant plus de biomasse aux racines. Ceci

serait plus avantageux en termes de séquestration de carbone si les racines s'étalaient en profondeur et si elles contenaient une plus grande concentration de composés récalcitrants, tels que des phénols. Des clones de *Salix sp.* pourraient donc être sélectionnés selon ces facteurs.

L'implantation de certaines pratiques agricoles pourrait aussi permettre d'exploiter les CICR de façon plus intégrée et d'ainsi favoriser l'accumulation de matière organique. La littérature fait mention d'améliorations dans la qualité du sol et d'une hausse de la quantité de C<sub>org</sub> quand les allées entre les rangées de plantes sont végétalisées plutôt que désherbées. Un exemple de cette application se retrouve dans la ville du Punjab en Inde où la culture du peuplier se fait généralement en conjonction avec le blé qui est planté entre les allées d'arbres (Lal 2004). L'utilisation de plantes fournissant des résidus végétaux présentant un ratio C/N élevé en conjonction avec des plantes fixatrices d'azotes pourrait s'avérer une bonne stratégie pour maximiser le potentiel d'une plantation en CICR. En effet, les résidus de plantes récalcitrants peuvent permettre, par leur résistance à la décomposition microbienne, une accumulation de composés carbonés dans le sol. Puis, l'utilisation de plantes fixatrices d'azote intercalaires dans les aménagements agricoles permettrait de rendre ces derniers plus résilients aux pertes de carbones (Austin et al. 2006). Les résidus de ces espèces végétales sont aussi relativement labiles ce qui leur permet, à travers les produits issus de leur décomposition par la biomasse microbienne, de servir à la formation et la stabilisation d'agrégats (Blanco-Canqui et Lal 2004). Ainsi, des clones de saule sélectionnés pour la récalcitrance de leurs résidus végétaux pourraient être exploités en conjonction avec des légumineuses plantées entre les allées selon une densité qui limite la compétition des ressources avec le saule.

Un autre exemple démontrant comment une CICR peut être exploitée de façon plus intégrée en augmentant son pouvoir de séquestration de carbone se retrouve dans Jørgensen et al. (2005). Les auteurs font état d'une ferme au Danemark qui combine l'exploitation d'une CICR de saules en conjonction avec un élevage d'animaux en liberté dans la plantation (cochons, poules, etc.). Dans une telle exploitation, les déjections de fumier animal in situ fertiliseraient la plantation. Ceci mènerait à l'élimination des engrangements chimiques et des gaz à effet de serre imputables à leur production et à leur transport. Le bilan d'émissions de carbone lié à l'exploitation de l'aménagement serait alors nettement

amélioré. Le fumier animal serait également plus susceptible de conserver ou d'améliorer les pools labiles de carbone que les engrais chimiques. Il semble donc qu'il y aurait lieu d'effectuer davantage d'études sur l'implantation de pratiques agricoles intégrées et biologiques dans des exploitations en CICR au Québec pour tenter de maximiser leur potentiel de séquestration de carbone.

Jusqu'ici, il a été question d'exploiter les écosystèmes agricoles de façon à ne pas entraver et à optimiser les mécanismes naturels d'humification et de stabilisation de la matière organique. Une autre avenue existe dans laquelle il est possible de court-circuiter ces mécanismes et d'introduire directement dans le sol des composés carbonés biochimiquement stables. Ainsi l'un des types de technologie pouvant servir à produire de l'énergie grâce à la biomasse d'arbres en CICR est la pyrolyse. À travers celle-ci, la biomasse est brûlée sous une atmosphère pauvre en oxygène. L'un des sous-produits de cette combustion est un type de charbon de bois. Ce dernier peut être introduit dans le sol. Des études récentes ont démontré des accroissements de production substantiels suite à cet enrichissement et certaines améliorations de la qualité du sol (Sombroek et al. 1993, Pietikäinen et al. 2000, Glaser et al. 2002, Lehmann et Rondon 2006). Il faut cependant rester prudent face à de telles technologies qui permettent une accumulation rapide de composés organiques stables. Il faut se rappeler que c'est surtout lors de sa minéralisation que la matière organique joue son plus grand rôle au niveau environnemental. Par exemple, la structuration du sol est dépendante d'un « turnover » constant des pools labiles de carbone. Un aménagement idéal au niveau de la séquestration de carbone et au niveau environnemental en serait un qui favorisera l'accumulation de carbone sans pour autant réduire sa décomposition. Ceci n'est possible qu'en maximisant le substrat végétal retournant au sol. Janzen (2006) indique qu'une hausse du  $C_{org}$  n'est pas toujours bénéfique. Par exemple, il se peut qu'une phase d'accumulation de matière organique récalcitrante s'accompagne d'une baisse de la productivité végétale, car les nutriments sont moins accessibles. Selon l'auteur, il ne faudrait pas chercher à tout prix une accumulation quantitative de  $C_{org}$  dans le sol. Il serait plutôt souhaitable de mieux comprendre les flux de cet élément dans le sol afin de pouvoir savoir induire une minéralisation ou une accumulation quand cela est le plus profitable d'un point de vue de la production agricole et de la qualité de l'environnement.

Le laboratoire de Michel Labrecque à l'institut de recherche en biologie végétale a amassé au fil des ans une importante expertise sur le potentiel de phytoremédiation des CICR de saule. Or, il est très possible que les sols ainsi décontaminés puissent devenir des puits de carbone. La décontamination des sols à l'aide de ce processus peut améliorer le cycle des nutriments dû à une augmentation de la biodiversité du sol, une réduction de l'érosion et une reprise des pratiques agricoles sur les terres dégradées abandonnées (Volk et al. 2006, Lal 2009). Des études alliant séquestration de carbone et phytoremédiation pourraient donc permettre d'obtenir des résultats très intéressants.

Ce mémoire a permis de mieux cerner la problématique de la séquestration de  $C_{org}$  sous les CICR et de paver la voie pour des études plus élaborées. Celles-ci pourraient s'attarder à répertorier les fluctuations de  $C_{org}$  quand divers types d'aménagement sont convertis en cultures intensives de saules sur courtes rotations. Des variantes de CICR pourraient aussi être développées à l'aide de la sélection et de la biotechnologie pour obtenir des clones adaptés à une fin de séquestration de carbone. L'utilisation de pratiques agricoles intégrées et/ou biologiques pourrait aussi jouer un rôle dans des stratégies développées à cette fin. Enfin, des technologies actuelles telles que la pyrolyse permettent potentiellement d'accélérer la séquestration de carbone dans le sol. Cependant, de nombreux inconnus persistent sur les changements dans la dynamique du carbone qu'amènerait l'enfouissement de composés carbonés stables dans le sol. L'intérêt pour la séquestration de carbone sous des aménagements agricoles intensifs pourrait bien s'attiser sous une économie du carbone qui s'établit d'ores et déjà. Même en l'absence d'attrait économique, les connaissances que nous pouvons obtenir sur la dynamique du  $C_{org}$  et sur les changements dans la qualité du sol sous les CICR peuvent nous aider à en faire une culture durable.

## RÉFÉRENCES

- Austin, A.T., Piñeiro, G., and Gonzalez-Polo, M. 2006. More is less: agricultural impacts on the N cycle in Argentina. *Biogeochemistry* **79**: 45-60
- Blanco-Canqui, H., and Lal, R. 2004. Mechanisms of Carbon Sequestration in Soil Aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences* **23** (6): 481 – 504
- Ding, X., Zhang, X. He, H., and Xie, H. 2009. Dynamics of soil amino sugar pools during decomposition processes of corn residues as affected by inorganic N addition. *J Soils Sediments* doi: 10.1007/s11368-009-0132-7
- Glaser, B., Lehmann, J., and Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review. *Biol Fert Soils* **35**: 219–30
- Hansen, E. A. 1993. Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the north central United States. *Biomass Bioenergy* **5**: 431–436
- Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agriculture Ecosystems and Environment* **104**: 399–417
- Janzen, H.H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology & Biochemistry* **38**: 419-424
- Jørgensen, U., Dalgaard, T., and Kristensen, E. S. 2005. Biomass energy in organic farming—The potential role of short rotation Coppice. *Biomass and Bioenergy* **28**: 237–248.
- Lal, R. 2004 Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* **123**: 1–22
- Lal, R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *Eur J Soil Sci* **60**: 158–169
- Lehmann, J., and Rondon, M. 2006. Biochar soil management on highly weathered soils in the humid tropics. In: Uphoff N (Ed). Biological approaches to sustainable soil systems. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Pietikäinen, J., Kiikkilä, O., and Fritze, H. 2000. Charcoal as a habitat for microbes and its effects on the microbial community of the underlying humus. *Oikos* **89**: 231–42.

- Post, W.M., and Kwon, K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Glob. Change Biol.* **6**: 317–327
- Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Maziasz, J., DeForest, J., Curtis, P.S., and Lussenhop, J. 2000. Interactive effects of atmospheric CO<sub>2</sub> and soil-N availability on fine roots of *Populus tremuloides*. *Ecol. Appl.* **10**: 18–33
- Sims, R. E. H., Hastings, A., Schlamadinger, B., Taylor, G. and Smith, P. 2006. Energy crops: current status and future prospects. *Glob. Change Biol.* **12**: 1–23
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Sa, M.J.C., and Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils- effects of no-tillage. *Agron. Agric. Environ.* **22**:755–775
- Sombroek, W., Ruivo, M.L., and Fearnside, P.M. 2003. Amazonian Dark Earths as carbon stores and sinks. In: Lehmann J, Kern DC, Glaser B, and Woods WI (Eds). *Amazonian Dark Earths: origin, properties, management*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Volk, T.A., Verwijst, T., Tharakan, P.J., Abrahamson, L.P., and White, E.H. 2004. Growing fuel: a sustainability assessment of willow biomass crops. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**: 411–418
- Volk, T.A., Abrahamson, L.P., Nowak, C.A., Smart, L.B., Tharakan, P.J., and White, E.H. 2006. The development of short-rotation willow in the northeastern United States for bioenergy and bioproducts, agroforestry and phytoremediation. *Biomass and Bioenergy* **30**: 715-727
- Zan, C.S., Fyles, J.W., Girouard, P., and Sampson, R.A. 2001. Carbon sequestration in perennial bioenergy, annual corn and uncultivated systems in southern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **86**: 135–144